LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España

Informe de Evaluación

Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Fundación Biodiversidad

oecc
Oficina Española de Cambio Climático

Universidad de Alcalá

Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:
© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Impresión y encuadernación:
Taller del Centro de Publicaciones del MAGRAMA

Diseño y maquetación:
Imaginarte con Arte S.L.

NIPO: 280-15-158-4 (línea)
NIPO: 280-15-157-9 (papel)
ISBN: 978-84-491-0038-3
Depósito legal: M-28814-2015

Distribución y venta:
Paseo de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Tienda virtual: www.magrama.es
centropublicaciones@magrama.es

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
http://publicacionesoficiales.boe.es/

Datos técnicos: Formato: 29,7 x 21 cm. Caja de texto: 17 x 26,7 cm. Composición: una columna. Tipografía: Times New Roman a cuerpo 11. Papel: interior silk de 115 gr Cubierta: Papel couche de 250 gr.

En esta publicación se ha utilizado papel libre de cloro de acuerdo con los criterios medioambientales de la contratación pública.

Este informe debe citarse de la siguiente manera:

Herrero A & Zavala MA, editores (2015) Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Fotografías:
Todas las fotografías de la portada y la contraportada han sido realizadas por Asier Herrero Méndez.

Esta publicación refleja la opinión de los de los autores y no necesariamente la del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España

Realizado a través del proyecto *Evaluación de Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático en España en los sectores de Biodiversidad y Bosques (CA2012)* financiado por la Fundación Biodiversidad y la Universidad de Alcalá y coordinado por la Oficina Española de Cambio Climático y la Universidad de Alcalá. El presente informe se enmarca dentro del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.

Directores
Asier Herrero Méndez
Miguel Ángel de Zavala Gironés

Coordinadores
José Ramón Picatoste Ruggeroni
Cristina García Díaz
Raquel Garza Garrido

Autores contribuyentes
M. Aguilar, J. Álvarez-Jiménez, G. Anguita, I. Aranda, M.B. Araújo, E. Arrechea, J.A. Atauri, J. Bedia, M. Benito-Garzón, J.A. Blanco, M.C. Blanes, F.J. Bonet, J. Bosch, M. Cabeza, R. Calama, J.J. Camarero, J.G. Canadell, R. Carbonell, V. Carraro, J.A. Carreira, M.J. Casado, F.J. Castillo, J. Castro, M.T. Cervera, D.A. Coomes, G. Cuenca-Bescós, I. de la Hera, M. del Arco, M. Delgado-Baquerizo, C. Díaz-Sala, J. Domingo, M. Domínguez-Clavijo, A. Escudero, M. Estevez, Z. Fernández-Haddad, J.F. Fernández-Manjarrés, E. Fernández-Núñez, N. Ferreiro-Domínguez, L. Galiano, A. Gallardo, F. Gallart, C. García, A.D. García-Abril, R. García-Camacho, A. García-Fernández, C. García-Güemes, R. García-Valdés, R. Garza, V. Garzón, M.A. Guevara, E. Gil-Pelegrín, L. Giménez-Benavides, L. Gómez-Aparicio, R. Goméz-Calmaestra, V. Gómez-Sanz, P. González-Moreno, O. Gordo, C. Gracia, M. Gracia, D. Gutiérrez, J.M. Gutiérrez, J. Gutiérrez-Illán, J.R. Guzmán-Álvarez, A. Hampe, S. Hantson, R. Haro, T. Hickler, J.A. Hódar, J.B. Imbert, J.M. Iriondo, C. Lara-Romero, V. Lechuga, A.B. Leverkus, J.C. Linares, E.R. Lines, F. Lloret, J.M. Lobo, J.B. López-Quintanilla, J. Madrigal-González, F.T. Maestre, J.L. Manjón, J.L. Martín, I. Martínez, S. Martínez, J. Martínez-Vilalta, M.V. Marrero, S. Matesanz, L. Matías, J. Merino, I. Mestre, J.D. Miranda, A. Montero-Castaño, G. Moreno, J.M. Moreno, J. Morente, M.R. Mosquera-Losada, D. Nadal-Sala, R.M. Navarro-Cerrillo, E. Ojea, V.M. Ortuño, J.J. Peguero-Pina, J. Pérez-Tris, D.S. Pescador, J.R. Picatoste, J.M. Pleguezuelos, F.I. Pugnaire, S. Quiroga, A. Ramírez, J. Retana, J.M. Rey-Benayas, A. Rigueiro-Rodríguez, E. Rodríguez, G. Rodríguez, P. Ruiz-Benito, S. Sabaté, R. Sánchez-Salguero, D. Sancho-Knapik, G. Sangüesa-Barreda, J.J. Santiago-Freijanes, M. Sanz-Elorza, R. Serrada, F. Sevilla, A. Solís, C. Suárez, L. Taiqüi, J.L. Tellería, W. Thuiller, P.A. Tíscar, M. Triviño, I.R. Urbieta, F. Valladares, V.R. Vallejo, J. Vayreda, M. Vilà, A. Vilà-Cabrera, B. Viñegla, R.J. Wilson, R. Zamora, M.A. Zavala.

Revisores de las contribuciones
R. Alía, C.F. Aragón, I. Aranda, E. Arrechea, J.A. Atauri, C. Bartolomé, J. Belliure, J. Blanco, J.J. Camarero, J.A. Carreira, J. Castro, M. de Cáceres, J.V. de Lucio, M. de Luis, J. Domingo, E. Gil-Pelegrín, C.M. Gómez, A. Gómez-Sal, A. González, O. Gordo, J.A. Hódar, J. Hortal, J.C. Linares, F. Lloret, J. Madrigal-González, C. Manzano, S. Martínez, L. Matías, M. Meijón, I. Mendoza, J.D. Miranda, G. Moreno-Rueda, J.M. Nicolau, M. Nogales, R. Ochoa-Hueso, E. Ojea, M.J. Ortiz Beviá, V.M. Ortuño, J.G. Pausas, J.L. Quero, J.M. Rey-Benayas, G. Rodríguez, M.A. Rodríguez, P. Ruiz-Benito, I. Salcedo, J.S. Sánchez-Oliver, R. Sánchez-Salguero, G. Sangüesa-Barreda, M. Sanz-Elorza, R. Serrada, F. Sevilla, P.A. Tíscar, A. Velasco, A. Vilà-Cabrera, P. Villar-Salvador, R. Zamora

Revisores del documento de síntesis
R. Alía, J.A. Atauri, A. Escudero, J.M. Espelta, C. García, C. García-Güemes, R. Goméz-Calmaestra, A. Gómez-Sal, F. Lloret, T. Marañón, J.M. Moreno, E. Ojea, J.A. Oliet, A. Picardo, J.R. Picatoste, V. Resco de Dios, S. Sabaté, F. Sevilla, R. Zamora.

Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA · MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE · Fundación Biodiversidad · oecc Oficina Española de Cambio Climático · Universidad de Alcalá

Participación en el informe

La elaboración de este informe se ha llevado a cabo a través de un amplio proceso participativo que ha implicado a numerosos investigadores y expertos nacionales e internacionales de diferentes administraciones, universidades, centros de investigación, y otras organizaciones. La representatividad de este proceso participativo queda reflejada por los siguientes datos:

Un total de 140 autores contribuyentes con afiliaciones que incluyen: 13 comunidades autónomas, 12 países, un total de 17 universidades nacionales y 18 internacionales, 14 institutos y centros de investigación españoles y 8 internacionales, 1 centro de educación y formación profesional, 5 unidades del MAGRAMA, 5 unidades de 5 gobiernos autonómicos y 3 organizaciones no gubernamentales.

Listado de instituciones y organizaciones a las que pertenecen los autores contribuyentes:

Universidades españolas:

Universidad de Alcalá (UAH), Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), Universidad de Barcelona (UB), Universidad de Cantabria (UC), Universidad de Castilla-La Mancha (UCLM), Universidad Complutense (UCM), Universidad de Córdoba (UCO), Universidad de Granada (UGR), Universidad de las Islas Baleares (UIB), Universidad de Jaén (UJA), Universidad de La Laguna (ULL), Universidad Pablo de Olavide (UPO), Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Universidad Pública de Navarra (UPUNA), Universidad Rey Juan Carlos (URJC), Universidad de Santiago de Compostela (USC), Universidad de Zaragoza (UNIZAR).

Universidades extranjeras:

Universidad Abdelmalek Essaadi-Mhannech II (Marruecos), Universidad de Burdeos (Francia), Universidad de California (EEUU), Universidad de Cambridge (Reino Unido), Universidad College de Londres (Reino Unido), Universidad de Copenhague (Dinamarca), Universidad Estatal de Oregón (EEUU), Universidad de Évora (Portugal), Universidad de Exeter (Reino Unido), Universidad de Goethe (Alemania), Universidad de Grenoble-Los Alpes (Francia), Universidad de Helsinki (Finlandia), Universidad de Jyväskylä (Finlandia), Universidad de Lund (Suecia), Universidad de Padua (Italia), Universidad de París Sur (Francia), Universidad de Sydney Occidental (Australia), Universidad de Stirling (Reino Unido).

Centros e institutos españoles de investigación:

Centro Andaluz de Medio Ambiente (CEAMA), Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF-UAB), Centro de Investigación Forestal (CIFOR-INIA), Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (CITA), Centro de Tecnología Repsol (CTR), Centro Vasco para el Cambio Climático (BC3), Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA-CSIC), Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC), Instituto de Física de Cantabria (UC-CSIC), Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC).

Centros de educación y formación profesional:

Centro de Capacitación y Experimentación Forestal de Cazorla.

Centros de investigación extranjeros:

Centro de Investigación para el Clima y la Biodiversidad (BIK-F), Centro de Ecología Funcional y Evolutiva (CEFE-CNRS), Centro Internacional de Investigación Ambiental y del Desarrollo (CIRED-CNRS), Instituto de Metereología e Investigación Climática - Investigación Atmosférica Ambiental (IMK-IFU), Instituto Nacional de Investigación Agraria (INRA), Instituto Federal Suizo para la Investigación del Paisaje, la Nieve y los Bosques (WSL), Organización para la Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth (CSIRO), Centro de Leibniz para la Investigación Agraria (ZALF).

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente:

Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (DGCEAMN), Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal (DGDRPF), Oficina Española de Cambio Climático (OECC), Organismo Autónomo Parques Nacionales - Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM).

Otras organizaciones:

EUROPARC-España, FSC-España, WWF-España.

Por comunidades autónomas:

Andalucía, Madrid, Islas Baleares, Cataluña, Navarra, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Galicia, Aragón, País Vasco, Islas Canarias, Cantabria, Valencia.

Por países:

Reino Unido, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Marruecos, Dinamarca, Portugal, Suecia, Alemania, Australia, Italia, Suiza.

Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al Cambio Climático

Índice General

DOCUMENTO DE SINTESIS 7

Resumen Ejecutivo 11

1. Introducción 19

2. Cambio Climático 19

3. Impactos y Vulnerabilidad 21

4. Adaptación al Cambio Climático 42

5. Referencias Bibliográficas 56

6. Glosario 63

7. Acrónimos 66

8. Lista de Autores Contribuyentes 67

CONTRIBUCIONES 75

Impactos y Vulnerabilidad 75

Capítulo 1: Adaptación, vulnerabilidad e impacto en la evolución humana 81

Capítulo 2: Tendencias observadas y proyecciones de cambio climático sobre España 87

Capítulo 3: Vulnerabilidad y conservación de los relictos climáticos de larga duración 99

Capítulo 4: Vulnerabilidad al cambio climático de las plantas de alta montaña mediterránea 107

Capítulo 5: Efectos del cambio climático sobre la vegetación de la península ibérica 115

Capítulo 6: Los hongos y el cambio climático 129

Capítulo 7: Implicaciones del cambio climático en la incidencia de los hongos quitridios patógenos de anfibios 137

Capítulo 8: Vulnerabilidad de los reptiles ibéricos al cambio climático 143

Capítulo 9: Impactos del cambio climático en la migración de las aves ibéricas 153

Capítulo 10: Conservación de poblaciones singulares ante el cambio climático: el caso de las currucas capirotadas ibéricas 163

Capítulo 11: Los artrópodos en el contexto del bosque como refugio climático 171

Capítulo 12: Cambios experimentados por los lepidópteros de la Sierra de Guadarrama entre los periodos 1967-1973 y 2004-2005 185

Capítulo 13: Vulnerabilidad funcional del haya (*Fagus sylvatica* L.) ante un escenario de incremento en la intensificación y recurrencia de los periodos secos 199

Capítulo 14: La arquitectura hidráulica como un factor clave para la supervivencia del arbolado ante el incremento de la aridez 207

Capítulo 15: Efectos de la variación en el régimen de precipitación sobre la regeneración del bosque montano mediterráneo 215

Capítulo 16: Efectos del clima y la estructura del rodal sobre procesos de mortalidad en los bosques ibéricos 225

Capítulo 17: Efecto del cambio de los patrones de precipitación sobre las comunidades vegetales semiáridas 235

Capítulo 18: El decaimiento de abetares pirenaicos como paradigma de vulnerabilidad de los bosques ante el cambio climático 243

Capítulo 19: Efectos del cambio climático sobre el crecimiento de *Abies pinsapo* y *Pinus nigra salzmannii* en el sur de la península ibérica: tendencias pasadas, presentes y futuras 255

Capítulo 20: La sequía y la gestión histórica como factores del decaimiento forestal en poblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* en el sur peninsular 271

Capítulo 21: Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático 283

Capítulo 22: Incidencia de la procesionaria del pino como consecuencia del cambio climático: previsiones y posibles soluciones 295

Capítulo 23: La sequía y el muérdago actúan como factores de estrés combinados en el decaimiento de bosques de pino silvestre 305

Capítulo 24: Las invasiones biológicas bajo un escenario de cambio climático 313

Capítulo 25: Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero de carbono 319

Capítulo 26: Vulnerabilidad de las masas de pinares continentales ordenados frente al aumento de la frecuencia de años secos: El papel del CO_2 y la gestión forestal 329

Capítulo 27: Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto de cambio climático 337

Capítulo 28: Vulnerabilidades de los recursos hídricos en relación al cambio climático y a sus interacciones con los ecosistemas terrestres 345

Capítulo 29: Vulnerabilidad de los ciclos de nutrientes y los procesos del suelo frente a los principales impactos del cambio climático 353

Capítulo 30: Regulación epigenética de la respuesta adaptativa al cambio climático de las especies vegetales 361

Capítulo 31: Mecanismos de estabilización y resiliencia de la vegetación frente a eventos climáticos extremos 369

Capítulo 32: El papel de la plasticidad fenotípica en la respuesta de la vegetación mediterránea al cambio climático 377

Capítulo 33: Evaluación del riesgo ante al cambio climático para las aves de la península ibérica 385

Capítulo 34: Los incendios forestales en España ante al cambio climático 395

Capítulo 35: ¿Debemos fiarnos de los modelos de distribución de especies? 407

Capítulo 36: Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques ibéricos 419

Adaptación 433

Capítulo 37: Marco normativo de la adaptación al cambio climático en España 437

Capítulo 38: La protección legal como marco para las medidas de adaptación al cambio climático de las especies amenazadas en España: Una visión preliminar 443

Capítulo 39: La importancia de los espacios protegidos en la adaptación al cambio climático en España: Una visión general 451

Capítulo 40: Red Natura 2000, parte de la solución para la adaptación al cambio climático 457

Capítulo 41: El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental 463

Capítulo 42: La certificación forestal FSC como instrumento para la adaptación de los bosques al cambio climático 469

Capítulo 43: Costes de adaptación al cambio climático en los bosques y la biodiversidad 477

Capítulo 44: Metodologías para la evaluación económica de los impactos del cambio climático y la adaptación en el sector agrícola y forestal 487

Capítulo 45: Gestión forestal adaptativa en Menorca 493

Capítulo 46: La práctica de la selvicultura para la adaptación al cambio climático 501

Capítulo 47: Experiencias en la transferencia de conocimientos en el Parque Nacional de Sierra Nevada, en el marco del proyecto de seguimiento de cambio global 513

Capítulo 48: Experiencias de manejo adaptativo derivadas de la retroalimentación investigación-gestión en los pinsapares andaluces 521

Capítulo 49: Los efectos de las intervenciones selvícolas en las masas de monte bajo de *Quercus pyrenaica* en los montes públicos de la Sierra del Moncayo en Aragón 535

Capítulo 50: Gestión forestal anticipadora (o cómo prevenir riesgos con intervenciones frecuentes) 543

Capítulo 51: Gestión forestal próxima a la naturaleza: potencialidades y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos como medida de adaptación al cambio climático 555

Capítulo 52: Adaptación al cambio climático en pinares pirenaicos: Controlando la densidad del rodal según el tipo de clima 565

Capítulo 53: Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático 573

Capítulo 54: Los sistemas agroforestales como forma de gestión en la adaptación al cambio climático 581

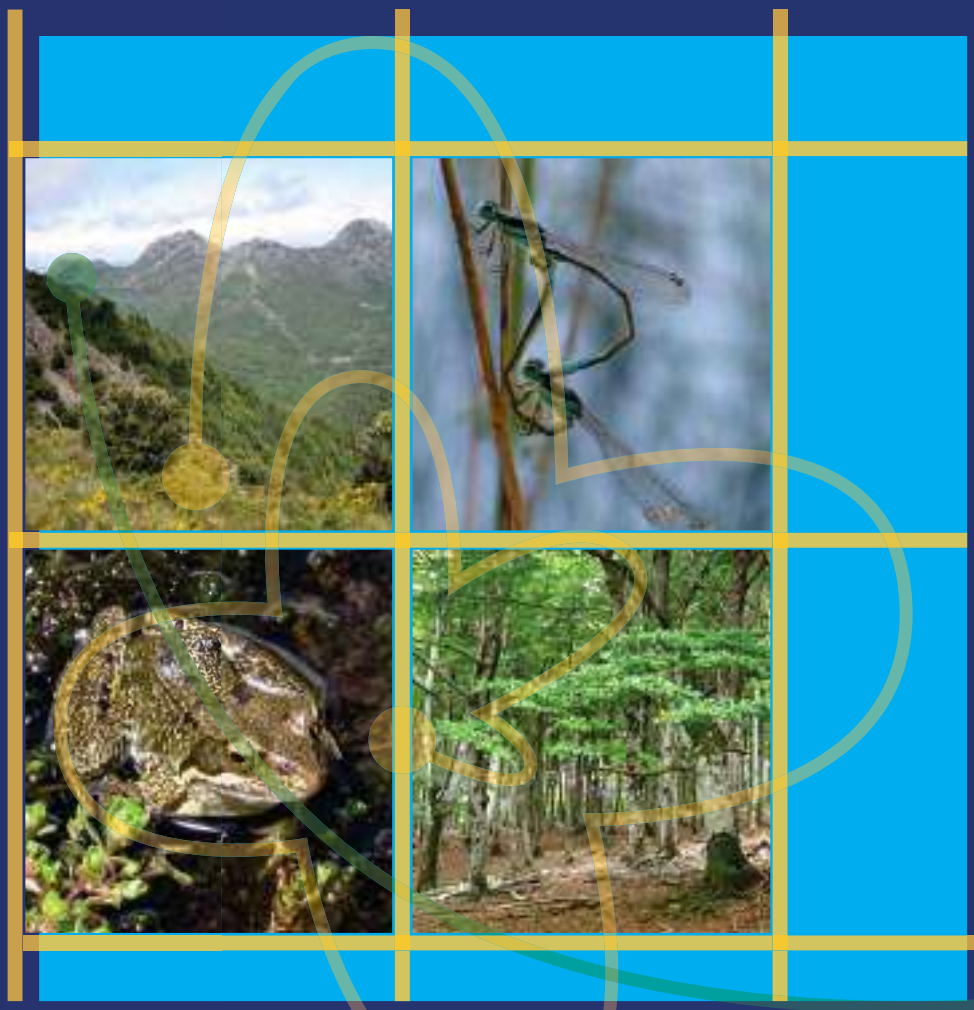
Capítulo 55: Bases físicas para la elección de ecotipos en la restauración vegetal bajo escenarios de cambio climático 589

Capítulo 56: Técnicas blandas para la restauración de zonas quemadas en ambientes mediterráneos 595

Capítulo 57: Establecimiento de islas forestales y otras actuaciones de revegetación estratégica en paisajes agrícolas como mecanismo de adaptación al cambio climático 605

LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España

Informe de Evaluación
Documento de Síntesis



Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

Esta síntesis debe citarse de la siguiente manera:
Herrero A & Zavala MA (2015) *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Documento de Síntesis.* Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

DOCUMENTO DE SINTESIS

Índice

RESUMEN EJECUTIVO 11

1. INTRODUCCIÓN 19

2. CAMBIO CLIMÁTICO 19

3. IMPACTOS Y VULNERABILIDAD 21
- 3.1. Conceptos de impacto y vulnerabilidad 21
- 3.2. Impactos del cambio climático 22
  - 3.2.1. Contribución del cambio climático en los impactos 22
  - 3.2.2. Impactos en los bosques y la biodiversidad 22
- 3.3. Vulnerabilidad al cambio climático 26
  - 3.3.1. Organismos 26
    - 3.3.1.1. Procesos ecofisiológicos 30
    - 3.3.1.2. Fenología 30
  - 3.3.2. Poblaciones 30
    - 3.3.2.1. Demografía 30
    - 3.3.2.2. Distribución y abundancia de poblaciones 31
  - 3.3.3. Comunidad 34
    - 3.3.3.1. Cambios en la composición y estructura 34
    - 3.3.3.2. Interacciones bióticas 35
  - 3.3.4. Ecosistemas 36
    - 3.3.4.1. Cambios en el régimen de perturbaciones y extremos climáticos 36
    - 3.3.4.2. Funciones ecosistémicas, ciclos biogeoquímicos y recursos hídricos 36
  - 3.3.5. Capacidad de adaptación de ecosistemas y organismos 37
    - 3.3.5.1. Procesos evolutivos y plasticidad fenotípica 38
    - 3.3.5.2. Mecanismos de compensación demográfica 38
    - 3.3.5.3. Migración 39
  - 3.3.6. Ecosistemas, especies y poblaciones más vulnerables 40
- 3.4. Acciones futuras frente al cambio climático 41

4. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO 42
- 4.1. Introducción 42
- 4.2. Instrumentos para la adaptación en España 43
  - 4.2.1. Contexto e instrumentos legales y administrativos 43
  - 4.2.2. Instrumentos de planificación y ejecución 46
  - 4.2.3. Financiación y costes de la adaptación 50
  - 4.2.4. Actores involucrados y ámbitos de actuación 51
- 4.3. Ejemplos de casos prácticos de adaptación forestal en España 52
- 4.4. Retos en la planificación y ejecución de la ACC en España 54

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 56

6. GLOSARIO 63

7. ACRÓNIMOS 66

8. LISTA DE AUTORES CONTRIBUYENTES 67

RESUMEN EJECUTIVO

1) Cambio Climático

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), en su Quinto Informe de Evaluación (IPCC 2013), refuerza los resultados de anteriores informes, y concluye que el cambio climático es inequívoco, que está teniendo lugar ya y continuará en las próximas décadas. En España, se espera un aumento tanto de las temperaturas máximas como de las mínimas a lo largo del siglo XXI. También se proyecta un aumento de la frecuencia de los eventos climáticos extremos relacionados con las temperaturas, como es el caso de las olas de calor. En cuanto a las precipitaciones, se proyecta una ligera reducción del número de días con precipitación y un aumento de la longitud máxima de los periodos secos. El incremento de la duración de los periodos secos y el aumento de las temperaturas auguran un incremento de la frecuencia y severidad de las sequías.

2) Impactos del Cambio Climático en los Bosques y la Biodiversidad

En las últimas décadas se han observado diversos impactos (definidos como un efecto específico y cuantificable en los sistemas naturales) asociados al cambio climático que afectan a los bosques y la biodiversidad terrestre de España. Estos impactos, ya sean alteraciones fisiológicas, fenológicas, o demográficas, están modificando tanto la composición de las comunidades como el funcionamiento de los ecosistemas, afectando a servicios clave que proveen los ecosistemas. Además, los cambios en el clima afectan a las interacciones bióticas, alterándolas o estableciendo interacciones hasta ahora inéditas, que a su vez provocan impactos en las poblaciones y comunidades. Sin embargo, cuantificar la contribución del cambio climático en estos impactos resulta complicado, ya que los factores climáticos interactúan comúnmente con otros motores de cambio, afectando a los diferentes organismos. Entre estos motores, se encuentran los cambios en el uso del suelo, la pérdida y fragmentación de hábitats, el incremento de la concentración de CO_2 y de otros gases con efecto invernadero en la atmósfera, el incremento en la fijación y deposición de nitrógeno, y la expansión de especies invasoras. Por lo tanto, la cuantificación de la contribución del cambio climático en los impactos se ve dificultada por sus interacciones con otros motores de cambio.

Ejemplos de impactos en los bosques y la biodiversidad

- Adelanto de la foliación y retraso de la caída de la hoja en varias especies arbóreas.
- Alteraciones en la fenología de las migraciones de las aves.
- Aceleración de la duración de las fases larvarias en especies de insectos.
- Decaimiento forestal en diversos bosques españoles: defoliaciones, reducciones en el crecimiento y aumentos en la mortalidad.
- Desplazamientos altitudinales en especies vegetales leñosas y lepidópteros.
- Establecimiento de nuevas interacciones bióticas negativas para diversas especies.

3) Vulnerabilidad frente al Cambio Climático

Aparte de los impactos ya registrados y otros que no se han documentado, lo más probable es que se produzcan nuevos impactos en un futuro próximo. La probabilidad de que ocurran estos nuevos impactos se analiza mediante el estudio de la vulnerabilidad, definida como el grado en el que un sistema es susceptible, e incapaz de hacer frente, a los efectos adversos del cambio climático. La vulnerabilidad consta de tres componentes: *exposición, sensibilidad, y capacidad de adaptación*. La *exposición* se refiere a la severidad del cambio climático que es probable que experimente una población o especie en una determinada localidad o región, y depende del porcentaje y magnitud del cambio en el clima. La *sensibilidad* es el grado en el que el crecimiento, reproducción, reclutamiento o supervivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima, particularmente de variables climáticas que probablemente sufran cambios importantes en un futuro próximo (20-50 años). A nivel de especie, la sensibilidad se puede definir como el grado en el que la persistencia de las diferentes poblaciones que constituyen una especie depende del clima. Por último, la *capacidad de adaptación* se refiere a la capacidad de una especie, o de las poblaciones que la constituyen, de hacer frente al cambio climático persistiendo *in situ*, ocupando microhábitats locales más apropiados, o migrando a regiones climáticamente más favorables. En los recuadros que se presentan a continuación, se describen las principales vulnerabilidades en los bosques y la biodiversidad terrestre para los diferentes niveles de organización biológica y ecológica y los procesos y funciones asociadas.

Vulnerabilidad frente al cambio climático

Organismos: procesos ecofisiológicos

- El incremento de la aridez puede afectar a la conductancia hidráulica de muchas especies arbóreas, limitando su capacidad para fijar carbono.
- Las condiciones de sequía y las altas temperaturas pueden provocar la muerte en especies arbóreas, especialmente aquellas poco tolerantes a la sequía.
- El incremento de las temperaturas puede modificar la mortalidad de invertebrados y acelerar su desarrollo larvario.
- El aumento de las temperaturas puede aumentar el ciclo anual de actividad de especies de reptiles.

Organismos: fenología

- Se prevén cambios adicionales a los ya observados en la foliación, caída de la hoja, floración y fructificación de especies arbóreas.
- Se esperan cambios futuros en la migración de las aves debido a cambios climáticos en las zonas de invernada y reproducción.
- Muchas especies de lepidópteros pueden ver adelantada la fecha de emergencia de larvas y adultos.

Poblaciones: demografía

- El incremento de la temperatura puede alterar la proporción de sexos en los recién nacidos de algunas especies de reptiles.
- Los años favorables para la regeneración de especies arbóreas pueden verse reducidos.
- El crecimiento de especies arbóreas puede verse reducido y la mortalidad incrementada, principalmente en bosques densos.
- Los individuos jóvenes o de menor tamaño de especies arbóreas son especialmente vulnerables a los efectos de la sequía y al incremento de las temperaturas.
- Es importante considerar los efectos del cambio climático en las diferentes tasas demográficas conjuntamente.

Poblaciones: distribución y abundancia

- Se prevén desplazamientos altitudinales y latitudinales de las especies en respuesta al cambio climático.
- Las migraciones en altitud pueden suponer una disminución del área potencial de distribución cuando ocurren en áreas de montaña cercanas a las cumbres.
- Las poblaciones situadas en las cotas altitudinales superiores se encuentran entre las más vulnerables, ya que las condiciones climáticas propias de estas zonas dejarán de existir.
- Las migraciones están limitadas por la capacidad de dispersión de las especies y por la distribución de sus hábitats favorables.
- A pesar de sus limitaciones, los Modelos de Distribución de Especies (MDE) proporcionan información relevante sobre la respuesta de las especies al cambio climático.
- Se deben incorporar datos sobre la sensibilidad y la capacidad de adaptación en los MDE para dotarlos de un mayor realismo biológico.
- El uso de los MDE debe de complementarse con otras aproximaciones a la hora de diseñar estrategias de actuación ante el cambio climático.

Comunidades: estructura y dinámica

- Los cambios en la composición de las comunidades pueden producirse debido a los cambios en la distribución de las especies y a las respuestas específicas de cada especie frente al estrés climático.
- Las diferencias en reclutamiento entre especies de matorrales y especies arbóreas en condiciones de sequía pueden suponer una progresiva "matorralización" de la montaña mediterránea.
- Los cambios en la composición y estructura de las comunidades pueden afectar al funcionamiento del ecosistema.

Comunidades: interacciones bióticas

- El cambio climático puede modificar interacciones ya existentes o establecer nuevas que afecten negativamente a organismos y ecosistemas.
- Las especies invasoras pueden verse favorecidas debido a su rápida respuesta a los cambios ambientales.
- Los cambios en la fenología pueden desacoplar interacciones del tipo depredador-presa y planta-polinizador que afecten negativamente a organismos y ecosistemas.

Ecosistemas: perturbaciones y extremos climáticos

- Se prevé un aumento en la frecuencia y severidad de las olas de calor y las sequías extremas.
- Se espera un aumento de la frecuencia de los incendios forestales y las plagas asociado a un incremento de las temperaturas.
- Las perturbaciones recurrentes pueden provocar cambios persistentes en las funciones y estructura del ecosistema.

Funciones ecosistémicas, ciclos biogeoquímicos y recursos hídricos

- Durante la primera mitad del siglo XXI los modelos prevén un incremento de la producción forestal en España asociado al incremento del CO_2 atmosférico, sin embargo, durante la segunda mitad el incremento de la aridez podría reducir la producción forestal.
- La respiración del suelo, componente clave del ciclo del carbono, puede verse afectada por el incremento de las temperaturas y los cambios en las precipitaciones, aunque el efecto de la precipitación podría ser más relevante en el caso de los ecosistemas mediterráneos.
- Las condiciones de sequía y el incremento de la temperatura pueden alterar los ciclos del nitrógeno y del fósforo.
- La cobertura de vegetación y la costra biológica pueden modular los efectos climáticos en los ciclos de nutrientes.
- Las deposiciones atmosféricas de nitrógeno pueden interactuar con los efectos climáticos en los ciclos de nutrientes.
- El aumento de las temperaturas y el descenso de la precipitación estival puede reducir los caudales de estiaje de los ríos españoles en las próximas décadas.
- La gestión forestal puede ayudar a disminuir los efectos negativos del cambio climático en los recursos hídricos.

Capacidad de adaptación: procesos evolutivos y plasticidad fenotípica

- La adaptación local puede favorecer la persistencia de las especies cuando muestran rasgos adaptados a la sequía y al incremento de las temperaturas.
- La diversidad genética de poblaciones y especies puede reducir los efectos negativos del cambio climático mediante la coexistencia de genotipos con distintos grados de tolerancia al estrés ambiental.
- La plasticidad fenotípica permite amortiguar el efecto de los cambios ambientales a lo largo del ciclo de vida de una especie.
- La variación epigenética contribuye a la plasticidad fenotípica y al potencial evolutivo de los individuos y poblaciones.

Capacidad de adaptación: mecanismos de compensación demográfica

- Los mecanismos de compensación demográfica que disminuyen la mortalidad, aumentan la supervivencia y maximizan la regeneración ante eventos climáticos extremos favorecen la estabilidad de las comunidades vegetales.

Capacidad de adaptación: migración

- Se esperan migraciones de las especies hacia latitudes más septentrionales y cotas altitudinales superiores, buscando temperaturas más frescas y ambientes más húmedos.
- También pueden ocurrir desplazamientos hacia micrositios con condiciones ambientales más favorables, como las vaguadas y las exposiciones de umbría.

Ecosistemas, especies y poblaciones más vulnerables

- Los ecosistemas de montaña son especialmente vulnerables al cambio climático debido a sus características de 'islas ecológicas'. Las poblaciones situadas en las cotas altitudinales superiores se encuentran entre las más vulnerables, ya que las condiciones climáticas propias de estas zonas dejaran de existir.
- Las poblaciones situadas en los límites meridionales de distribución y las cotas altitudinales inferiores pueden presentar una alta vulnerabilidad debido a su alta exposición.
- Los anfibios y los reptiles son especialmente vulnerables debido a su limitada capacidad de dispersión, su vulnerabilidad a enfermedades emergentes y su gran dependencia de la temperatura.
- Las especies con un ciclo vital largo en función de su potencial reproductivo pueden tener menos margen para responder al cambio climático con procesos evolutivos.
- Las poblaciones relictas son especialmente vulnerables al cambio climático debido a su pequeño tamaño poblacional y su aislamiento. Además, con frecuencia se desconoce su existencia.

4) Adaptación al Cambio Climático

Los ecosistemas responden a la variabilidad climática natural y al cambio climático inducido por el ser humano de maneras que pueden resultar tanto adversas como beneficiosas para la sociedad. La **adaptación al cambio climático (ACC)** hace referencia al proceso de ajuste de un sistema a los efectos del clima, tanto del clima real como a los posibles efectos de las proyecciones climáticas. En los sistemas artificiales en los que el control está mayoritariamente ejercido por el ser humano (p. ej. infraestructuras), la adaptación trata de moderar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas para la sociedad. En los sistemas naturales (en los que parte del control se debe a procesos físicos y biológicos), la intervención humana pretende facilitar el ajuste a las nuevas condiciones ambientales. Así, la ACC busca promover la resistencia y la resiliencia (definida como la capacidad de recuperar la estructura y función previas a una perturbación) de los ecosistemas frente al cambio climático. Es conveniente planificar y ejecutar las medidas de ACC dentro de un contexto de gestión adaptativa, y permitir así la modificación de las estrategias de gestión en un contexto de incertidumbre y cambio constante. De manera similar, las medidas de ACC deben enmarcarse en un contexto de gestión sostenible, ya que el objetivo final de la adaptación es asegurar la preservación y mejora de los procesos y servicios derivados de los ecosistemas. Por último, las medidas de ACC deben aplicarse dentro de una gestión anticipadora, considerando los futuros escenarios de cambio climático, para preservar los servicios ecosistémicos y aprovechar las posibles ventajas asociadas a las dinámicas climáticas proyectadas (p. ej. un aumento de la producción forestal debido al efecto fertilizador del CO_2). A diferencia de la ACC, que busca paliar los efectos del cambio climático, la mitigación va dirigida a frenar el proceso del cambio climático en sí, a través de la disminución de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Ambos conceptos son complementarios y deben considerarse de manera sinérgica en las estrategias de lucha contra el cambio climático siempre que sea posible.

Existen diversos instrumentos para la ACC: legales, administrativos, de planificación, ejecución, y los relacionados con la financiación. Los principales instrumentos para la ACC en España están asociados a los diferentes actores involucrados en la adaptación, así como a sus correspondientes ámbitos de actuación. Es necesaria una coordinación entre todos los actores involucrados para fomentar la ejecución y aumentar la eficacia de las estrategias y medidas propuestas.

Contexto de la ACC e instrumentos legales y administrativos

- El Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) y el proceso de negociación de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático establecen la adaptación como uno de los principales pilares a la hora de gestionar la respuesta al cambio climático.

- La Estrategia Europea de Adaptación es el referente en la política europea de adaptación, y se centra en la promoción de acciones de adaptación en los Estados Miembros de la Unión Europea, el refuerzo del conocimiento y la integración de la adaptación en las políticas comunitarias.

- El Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC), mediante sus Programas de Trabajo, desarrolla la política de adaptación en España. El PNACC se estructura en cuatro ejes: evaluación sectorial de impactos, vulnerabilidad y adaptación, integración de la adaptación en la normativa sectorial, movilización de actores clave, y establecimiento de un sistema de indicadores de impactos y adaptación. La potenciación de la investigación, y el refuerzo de la coordinación entre administraciones suponen, además, los dos pilares básicos del PNACC.

- El Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad y el Plan Forestal Español son instrumentos clave para la integración de la adaptación en las normativas sectoriales de biodiversidad y bosques. El actual marco normativo en el ámbito de la biodiversidad prevé suficientes instrumentos aplicables a la planificación y aplicación de las medidas de adaptación.

- AdapteCCa (www.adaptecca.es), es la plataforma de intercambio y consulta de información sobre ACC resultante de los trabajos del PNACC, que tiene como objetivo facilitar el intercambio y la consulta de información y promover la comunicación y el trabajo conjunto entre los principales agentes implicados en la adaptación en España.

Instrumentos de planificación y ejecución

- Los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales y los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales son instrumentos clave para la planificación territorial y la gestión forestal sostenible, que deben tener en cuenta el diseño de prácticas de ACC.

- La ordenación forestal tiene una gran potencialidad para la implementación de medidas de ACC, ya que es el instrumento mediante el cual, a través de proyectos de ordenación de montes, planes dasocráticos, planes técnicos o figuras equivalentes, se gestionan los bosques españoles a escalas espaciales ejecutivas y de forma continuada en el tiempo.

- La custodia del territorio puede servir como un instrumento para fomentar el papel de los agentes privados en la implementación de medidas de adaptación.

- La certificación forestal favorece la implementación de medidas específicas de ACC en los bosques españoles.

- La gestión adaptativa fundamentada en la colaboración entre científicos y gestores, basada en un dialogo continuo y constante entre ambos colectivos, es otro instrumento fundamental para la adaptación. El desarrollo de proyectos de adaptación en espacios protegidos o en montes catalogados de utilidad pública supone una buena opción para esta colaboración, ya que muchos de ellos disponen de equipos de gestores y medios económicos propios.

- La selvicultura es una herramienta fundamental para favorecer el ajuste de los ecosistemas forestales frente a los cambios climáticos. La transferencia de conocimientos desde la ecología a la selvicultura es necesaria para el desarrollo de estrategias de adaptación y actuaciones selvícolas que promuevan la resistencia y resiliencia de diversos aspectos de los sistemas forestales. Y también es deseable el flujo en sentido contrario, porque las experiencias forestales prácticas y la reacción de los ecosistemas a ellas son una base fundamental para la progresión de la ciencia ecológica.

- La restauración ecológica puede suponer un importante instrumento para la adaptación, siempre y cuando considere los futuros escenarios climáticos y la incertidumbre asociada. La predicción del aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos en el contexto de cambio climático, exigirá el uso de la restauración ecológica para la recuperación de procesos y servicios ecosistémicos.

- El traslado de material de reproducción, juveniles o individuos adultos dentro, al margen y fuera de la distribución geográfica de las especies con el objetivo de anticiparse a los futuros cambios climáticos, denominada como Migración Asistida (MA), es otro instrumento potencial de adaptación. La investigación sobre adaptación local mediante ensayos de procedencia y análisis genéticos puede resultar de gran ayuda a la hora de aplicar la MA.

Financiación y costes de la adaptación

- Las inversiones actuales en el ámbito de los bosques y la biodiversidad deben tener en cuenta la ACC. La financiación específica para el diseño y aplicación de estrategias y planes de adaptación es un aspecto clave, ya que en muchas ocasiones será necesaria para cumplir metas y objetivos específicos.

- La estimación de costes de adaptación, definidos como los costes asociados a planificar, preparar, facilitar e implementar medidas de adaptación, es necesaria para una planificación realista que fije prioridades y un análisis de los costes potenciales de los impactos y los beneficios de la adaptación.

- A pesar de los avances realizados en los últimos años en la valoración económica de los servicios ecosistémicos, la carencia de un valor de mercado o la falta de información acerca de las funciones ecológicas que derivan en servicios ecosistémicos, entre otros factores, dificultan la estimación de costes y beneficios en los ecosistemas.

- La **adaptación basada en los ecosistemas** permite determinar un nivel específico de adaptación objetivo (p.ej. un tamaño poblacional para una especie). Los costes de adaptación se calculan como la agregación de los costes unitarios de las medidas de adaptación aplicadas, y los beneficios son evaluados en términos ecológicos o físicos.

- La colaboración entre gestores, ecólogos y economistas resulta beneficiosa a la hora de trabajar la dimensión económica y financiera de la adaptación de los ecosistemas y sus costes.

Ejemplos de proyectos de ACC en ecosistemas forestales

Proyecto	Localización	Actores involucrados	Actuaciones principales para la ACC (realizadas o proyectadas)	Características adicionales de importancia	Referencia
Gestión forestal adaptativa en Menorca	Isla de Menorca	Reserva de la Biosfera de Menorca, Consejería de Medio Ambiente de las Islas Baleares, centros universitarios y de investigación, agentes sociales de Menorca	Actuaciones forestales a pequeña escala para la adaptación al cambio climático, formación de los actores involucrados, sensibilización de la sociedad	Colaboración científico-gestor, programa de seguimiento de los efectos de las actuaciones, protección legal de especies y ecosistemas	Capítulo 45
Experiencias de manejo adaptativo en pinsapares (*Abies pinsapo*) andaluces	Pinsapares andaluces (Málaga, Cádiz)	Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, centros universitarios y de investigación, administración forestal, agentes locales	Entresacas para aumentar la diversificación estructural, fertilización compensatoria para reducir el estrés contaminante, medidas preventivas de resguardo genético	Colaboración científico-gestor, programa de seguimiento de los efectos de las actuaciones, protección legal de especies y ecosistemas	Capítulo 48
Actuaciones para la adaptación de monte bajo de roble melojo (*Quercus pyrenaica*)	Masas de monte bajo de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) en la zona del Moncayo (Zaragoza)	Gestores del Parque Natural del Moncayo, investigadores de la Universidad de Zaragoza	Resalveos e intervenciones selvícolas para aumentar el vigor de las masas	Colaboración científico-gestor, programa de seguimiento de los efectos de las actuaciones, protección legal de especies y ecosistemas	Capítulo 49
Naturalización de pinares en Sierra Nevada	Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada (Granada)	Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada, Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, Universidad de Granada	Aclareos con diferentes niveles de intensidad para promover una mayor diversidad y heterogeneidad estructural, desarrollo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones	Colaboración científico-gestor, programa de seguimiento de los efectos de las actuaciones, protección legal de especies y ecosistemas	Capítulo 47
Selvicultura para la adaptación en los montes de Castilla y León	Comunidad de Castilla y León	Junta de Castilla y León	Diversos tipos de cortas con el objetivo de disminuir la competencia por los recursos hídricos, aumentar el crecimiento y anticipar la reproducción, cortas de regeneración para fomentar el reclutamiento	Programa de seguimiento de los efectos de las actuaciones	Capítulo 46

La mayoría de los proyectos de adaptación de los ecosistemas al cambio climático acometidos en España se circunscriben al ámbito de la gestión forestal, debido en parte a la gran tradición de la ordenación forestal en España, que facilita la ejecución de medidas de adaptación en este ámbito (ver *Ejemplos de proyectos de ACC en ecosistemas forestales*).

España ha desarrollado un contexto adecuado para el diseño e implantación de estrategias y planes de adaptación mediante los diferentes instrumentos legales y administrativos. Igualmente se han realizado avances importantes en la incorporación de la adaptación en los diferentes sectores y en la planificación transversal de los mismos, así como en el fomento de la coordinación de las diferentes administraciones. A pesar de estos esfuerzos el número de proyectos ejecutados sobre adaptación de los ecosistemas al cambio climático es todavía muy bajo, por lo que resulta necesario afrontar diversos retos que nos hagan avanzar en la planificación y ejecución de medidas de ACC. En este contexto, se hace necesario concretar un nuevo marco administrativo que permita desarrollar y apoyar con medios proyectos de colaboración interdisciplinares, fomentando la colaboración entre Universidades y OPI´s y los organismos competentes en gestión medioambiental.

Retos en la planificación y ejecución de la ACC

- Considerar conjuntamente todos los motores del cambio global (cambio climático, cambios de uso del suelo, expansión de especies invasoras, deposiciones de nitrógeno, etc.).
- Mantener y restaurar los servicios ecosistémicos desde una aproximación dinámica y en un escenario de incertidumbre.
- La gestión adaptativa como marco para la ACC, evaluando de manera continúa los efectos de las medidas empleadas para poder replantearlas si fuera necesario.
- Empleo de múltiples herramientas: experimentación, seguimiento de actuaciones, modelos de proyección de impactos, herramientas de toma de decisiones y guías de buenas prácticas.
- Las medidas de ACC deben diseñarse y aplicarse dentro de una gestión anticipadora, considerando los escenarios climáticos futuros, para preservar los servicios ecosistémicos y aprovechar las posibles ventajas asociadas a las dinámicas climáticas proyectadas.
- Colaboración activa entre científicos y gestores: creación de proyectos que consideren simultáneamente objetivos de gestión e investigación.
- Estrategia Europea Horizonte 2020: generar programas de investigación transversales que integren a los diferentes agentes implicados en la adaptación (empresas, ONG´s, administraciones públicas, entidades locales, etc.).
- La ordenación forestal como pieza clave para la implementación de medidas de ACC en los ecosistemas forestales, incorporando las nuevas demandas de la sociedad, como la producción de biomasa, la conservación de la diversidad biológica, la mitigación, etc.
- Activar programas de divulgación, sensibilización y formación en todos los actores implicados en la gestión y conservación de los ecosistemas.

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe se enmarca dentro del Tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC), que incluye como líneas de actividad la realización de informes periódicos que supongan una revisión, síntesis y evaluación del conocimiento sobre los impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en los diferentes sectores, recursos y sistemas considerados vitales para la economía y la población española. En este caso, se analizan conjuntamente los impactos, vulnerabilidad y adaptación de los bosques y la biodiversidad terrestre de España frente al cambio climático. Debido a las múltiples sinergias e interacciones existentes entre los bosques y la biodiversidad terrestre, se hace necesaria una gestión unificada de los mismos, en la que se puedan incorporar medidas de adaptación al cambio climático. Por un lado, los bosques albergan una buena parte de la diversidad biológica terrestre del planeta (FAO 2014), y dicha biodiversidad presta una gran variedad de servicios ecosistémicos de indiscutible valor para el bienestar humano (Millenium Ecosystem Assesment 2005, Gamfeldt et al. 2013). Además, los servicios de regulación (p. ej. regulación hídrica) y de soporte (p. ej. mantenimiento del ciclo de nutrientes) proporcionados por los bosques están interconectados con el funcionamiento de otros ecosistemas terrestres y acuáticos. Así, la evaluación conjunta realizada sobre la biodiversidad terrestre y los bosques permite tener una visión global e integradora de los impactos del cambio climático y la vulnerabilidad, facilitando el establecimiento de medidas de adaptación eficaces.

El presente trabajo sigue en la línea de los últimos informes realizados en el ámbito de la biodiversidad (Araujo et al. 2011, Felicísimo et al. 2011, Capdevilla-Argüelles et al. 2011), y en el sector forestal (Serrada et al. 2011), así como otros informes de ámbito más general (Gutiérrez & Picatoste 2012), todos ellos elaborados en el marco del PNACC. El presente informe incorpora algunos de los trabajos científicos, proyectos de adaptación y enfoques más relevantes en el actual contexto del cambio climático. Sin embargo, no supone una revisión exhaustiva en relación a especies, hábitats, divisiones políticas, importancia de los impactos o grado de vulnerabilidad, sino que está centrado en casos específicos que han sido objeto previo de estudios científicos.

El proyecto para la realización del presente informe de evaluación se inició en 2013, bajo la dirección científica de la Universidad de Alcalá y la coordinación técnica de la Oficina Española del Cambio Climático. En mayo de 2013 se realizó en el Centro Nacional de Educación Ambiental un seminario sobre impactos, vulnerabilidad y adaptación de los bosques y la biodiversidad de España frente al cambio climático[1], enmarcado en el Programa de Seminarios Sectoriales del PNACC, que contó con la participación de más de 40 expertos y supuso un sólido punto de partida y base de conocimiento para la elaboración de este informe.

Este informe de evaluación consta de un primer volumen de síntesis y de un segundo volumen con un total de 57 contribuciones (en forma de comunicaciones cortas) escritas por científicos, gestores y miembros de las administraciones públicas y ONGs, todos ellos expertos en biodiversidad, bosques y cambio climático. A pesar de que el informe no supone una revisión exhaustiva, se ha intentado abarcar la mayor parte de temas prioritarios para España y siempre a partir de evidencias científicas.

2. CAMBIO CLIMÁTICO

- El cambio climático está ocurriendo en la actualidad y continuará en el futuro.
- Durante el siglo XX se ha registrado un aumento de la temperatura media a escala global.
- Para el siglo XXI se proyecta un incremento de las temperaturas máximas y mínimas, así como un aumento en la frecuencia de olas de calor y sequías extremas.

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) en su Quinto Informe de Evaluación (IPCC 2013) refuerza los resultados de informes anteriores, y concluye que el cambio climático es inequívoco, que está teniendo lugar ya y continuará en las próximas décadas. Desde 1950 se han observado cambios en el sistema climático que no tienen precedente, y se ha constatado que la atmósfera y los océanos se han calentado. La temperatura media global muestra un incremento de 0,85 ºC (entre 0,65 ºC y 1,06 ºC) en el periodo 1880-2012. Cada una de las últimas tres décadas ha sido más cálida que todas las anteriores desde 1850, y la primera década del siglo XXI ha sido la más cálida de todas. Respecto a las proyecciones futuras, el IPCC afirma que las emisiones continuadas de gases de efecto invernadero causarán un calentamiento adicional al actualmente existente. En la región Mediterránea tendrá lugar un incremento de temperatura superior a la media global, que podrá experimentar para finales del siglo XXI incrementos medios de 3,8ºC y de 6,0ºC en los meses invernales y estivales, respectivamente, con respecto a los valores actuales (Capítulo 2).

[1]http://www.magrama.gob.es/eu/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/seminarioPNACC/taller-impacto-adaptacion-bosques-cc.aspx

Figura 1.

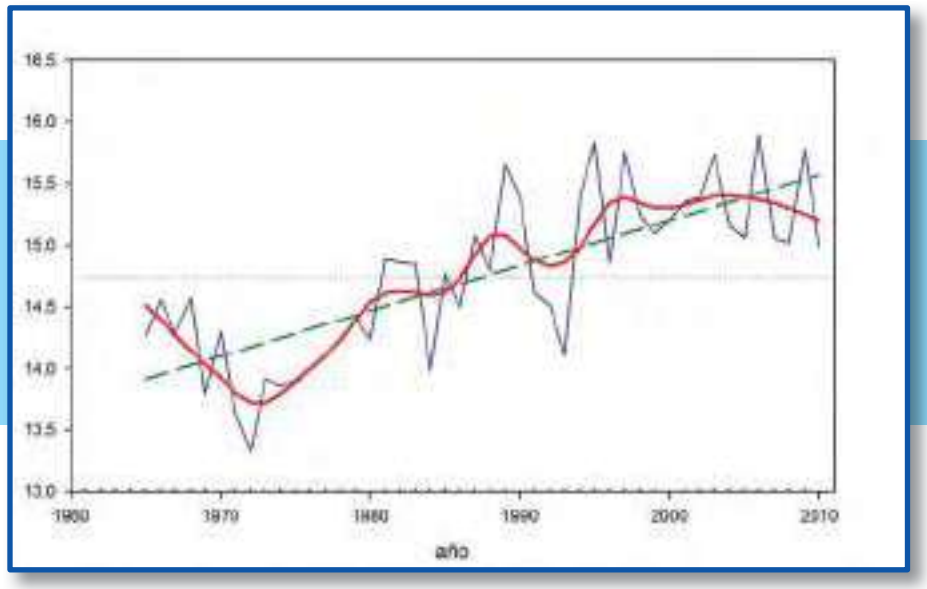


Figura 1. Evolución de la temperatura media anual para España peninsular e Islas Baleares para el periodo 1965-2010. Se representan los valores registrados (azul), la serie suavizada con un filtro loess (rojo; basado en un modelo de regresión no paramétrica), y la tendencia lineal de incremento (verde). Fuente: Elaborado a partir de Luna et al. (2012).

Figura 2.

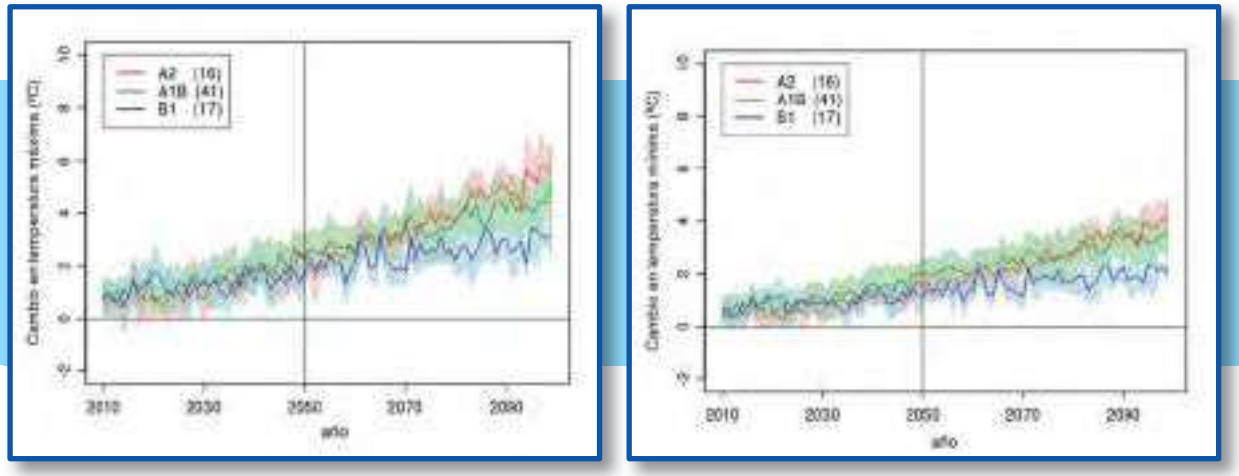


Figura 2. Proyecciones de cambio de la temperatura máxima diaria (a) y de la temperatura mínima diaria (b). Se muestra el promedio para España peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas. Fuente: www.aemet.es

Una gran parte del territorio español (la España peninsular y las Islas Baleares) muestra tendencias y proyecciones diferenciadas de los promedios globales y regionales, debido principalmente a sus características (posición geográfica, orografía, usos del suelo). En el caso de las proyecciones climáticas regionalizadas, como las realizadas para España, hay que tener en cuenta que, al trasladar información global al detalle regional, se aumenta la incertidumbre de las proyecciones (AEMET 2009). A lo largo del siglo XX se ha observado un incremento de la temperatura media en España (Figura 1) coherente con las proyecciones efectuadas, que muestran una tendencia al aumento tanto de las temperaturas máximas como de las mínimas (Figura 2). También se proyecta un aumento de la frecuencia de los eventos extremos relacionados con las temperaturas, como es el caso de las olas de calor (Figura 3a). Las proyecciones de evolución de la precipitación muestran mayor incertidumbre (Figura 3b), aunque sugieren una reducción más acusada de la misma durante el siglo XXI en las latitudes más bajas y en los meses estivales. En consonancia con esta tendencia hay una ligera reducción del número de días con precipitación, un aumento de la longitud máxima de los periodos secos y de la fracción de la precipitación que cae en los percentiles más altos (i.e. menos precipitaciones pero más intensas; Capítulo 2). El incremento de la duración de los periodos secos y el aumento de las temperaturas auguran un incremento en la frecuencia y severidad de las sequías extremas.

Figura 3.

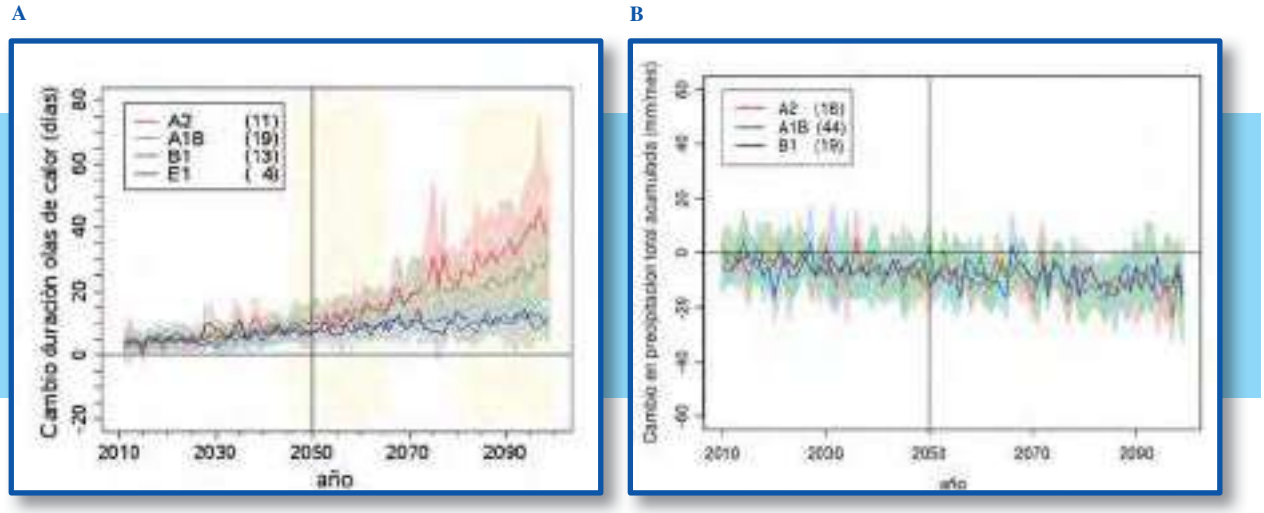


Figura 3. Proyecciones de cambio en la duración máxima de las olas de calor (a) y del cambio en la precipitación total acumulada anual (expresado en mm/mes; b). Promedio para España peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET utilizando métodos estadísticos respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B, B1 y E1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas. Fuente: www.aemet.es

Por último, cabe destacar que debido a su posición geográfica y su variada orografía España alberga una gran heterogeneidad climática dentro de su territorio. Así, las proyecciones climáticas variarán en las diferentes regiones y localidades, sin embargo su descripción queda fuera de los objetivos del presente trabajo.

3. IMPACTOS Y VULNERABILIDAD

3.1. Conceptos de impacto y vulnerabilidad

- Los impactos se definen como efectos específicos y cuantificables atribuibles al cambio climático.
- La vulnerabilidad consta de tres componentes: exposición, sensibilidad, y capacidad de adaptación.
- La exposición se refiere a la severidad del cambio climático que es probable que experimente una población o especie en una determinada localidad o región.
- La sensibilidad es el grado en el que el crecimiento, reproducción, reclutamiento o supervivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima predominante. A nivel de especie, la sensibilidad se puede definir como el grado en el que la persistencia de las diferentes poblaciones que constituyen una especie depende del clima.
- La capacidad de adaptación se refiere a la capacidad de una especie, o de las poblaciones que la constituyen, de hacer frente a los efectos negativos del cambio climático.

Los conceptos de impacto y vulnerabilidad tienen un papel central en el contexto del presente informe, ya que ayudan a describir los efectos del cambio climático. Así, **impacto** se define como un efecto específico y cuantificable en los sistemas naturales atribuible (al menos en parte) al cambio climático. En cuanto a la **vulnerabilidad**, el IPCC (2007) la define como el grado en el que un sistema es susceptible, e incapaz de hacer frente, a los efectos adversos del cambio climático. La vulnerabilidad es un concepto complejo que consta de tres componentes: *exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación*. La exposición se refiere a la severidad del cambio climático que es probable que experimente una población o especie en una determinada localidad o región, y depende del porcentaje y magnitud del cambio en el clima (temperatura, precipitación, etc.; Dawson et al. 2011). La mayoría de las valoraciones de la exposición futura al cambio climático están basadas en proyecciones climáticas a escala global, para lo cual se usan los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (elaborados en los distintos informes del IPCC; 2007, 2013) como datos de entrada en los Modelos Generales de Circulación. Estas proyecciones globales se regionalizan mediante un cambio de escala para obtener proyecciones climáticas en países y regiones concretas (AEMET 2009). Finalmente, las proyecciones regionalizadas se aplican a modelos de distribución potencial de especies (p. ej. de nicho ecológico) con el objetivo de analizar la variación en la distribución geográfica de las condiciones climáticas aptas para la persistencia de las especies.

La *sensibilidad* es el grado en el que el crecimiento, reproducción, reclutamiento o supervivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima, particularmente de variables climáticas que probablemente sufran cambios importantes en un futuro próximo (20-50 años; Dawson et al. 2011). Las poblaciones más sensibles serán las que sufran mayores reducciones en el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la supervivencia

con cambios más pequeños en las variables climáticas. A nivel de especie, la sensibilidad se puede definir como el grado en el que la persistencia de las diferentes poblaciones que constituyen una especie depende del clima. La sensibilidad depende de una variedad de factores, que incluyen factores ecológicos y fisiológicos, y puede ser evaluada mediante estudios empíricos, observacionales y el uso de modelos.

La *capacidad de adaptación* se refiere a la capacidad de una especie, o de las poblaciones que la constituyen, de hacer frente al cambio climático persistiendo *in situ*, ocupando microhábitats locales más apropiados, o migrando a regiones climáticamente más favorables (Dawson et al. 2011). La capacidad de adaptación depende de factores como la plasticidad fenotípica, la diversidad genética, el potencial evolutivo, las historias de vida, y la capacidad de dispersión y colonización. La capacidad de adaptación puede ser evaluada también mediante estudios empíricos, observacionales y el uso de técnicas de modelización.

El concepto de vulnerabilidad empleado en el presente trabajo es similar al empleado en el Cuarto Informe del IPCC (2007) y en la comunidad científica (p.ej. Dawson et al. 2011). Sin embargo, en la contribución del Grupo de Trabajo II (GT II) del Quinto Informe de Evaluación del IPCC (2014) se revisa el concepto de vulnerabilidad. La exposición se trata de manera independiente, y la vulnerabilidad incluye la sensibilidad y la capacidad de adaptación. Además, se introduce el concepto de peligro, definido como la ocurrencia potencial de sucesos o tendencias físicas de origen climático, como pueden ser las sequías extremas o las inundaciones. La interacción entre peligro, exposición y vulnerabilidad determina el riesgo de que una serie de impactos tengan lugar. En el contexto del presente informe no se ha utilizado esta nueva aproximación, ya que el informe se comenzó a elaborar en el año 2013, previamente a la publicación de la contribución del GT II del Quinto Informe del IPCC (2014).

3.2. Impactos del cambio climático

3.2.1. Contribución del cambio climático en los impactos

- Los impactos del cambio climático pueden modificar la composición de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas.
- La cuantificación de la contribución del cambio climático en los impactos se ve dificultada por su interacción con otros motores de cambio global.

En las últimas décadas se han observado diversos impactos asociados al cambio climático que afectan a los bosques y la biodiversidad terrestre de España. Estos impactos, ya sean alteraciones fisiológicas, fenológicas, o demográficas, están modificando tanto la composición de las comunidades como el funcionamiento de los ecosistemas, afectando así a servicios clave que proveen los ecosistemas. Además, los cambios en el clima afectan a las interacciones bióticas, alterándolas o estableciendo interacciones hasta ahora inéditas, que a su vez provocan impactos en las poblaciones y comunidades. Sin embargo, cuantificar la contribución del cambio climático en estos impactos resulta complicado, ya que los factores climáticos interactúan comúnmente con otros motores de cambio, que afectan a los organismos de diferentes maneras. Entre estos motores, se encuentran de forma destacada los cambios en el uso del suelo, la pérdida y fragmentación de hábitats, el incremento de la concentración de CO_2 y de otros gases con efecto invernadero en la atmósfera, el incremento en la fijación y deposición de nitrógeno, y la expansión de especies invasoras. Estos cambios ambientales producidos por la actividad humana forman parte, junto al cambio climático, del denominado *cambio global*. Bajo la denominación de cambio global se incluyen aquellas actividades que, aunque ejercidas localmente, tienen efectos que transcienden el ámbito local o regional para afectar el funcionamiento global del planeta (Duarte et al. 2006). El cambio climático y los motores de cambio global suelen interactuar negativamente agravando sus efectos, como en el caso de las sequías extremas (cambio climático) en bosques en los que la falta de actuaciones selvícolas ha conducido a densidades arbóreas elevadas (cambios en el uso del suelo), incrementándose así el impacto negativo de la sequía por la competencia entre individuos. En este contexto, la cuantificación de la contribución del cambio climático en los impactos se ve dificultada debido a su interacción con los diferentes motores de cambio global.

3.2.2. Impactos en los bosques y la biodiversidad

- Adelanto de la foliación y retraso de la caída de la hoja en varias especies arbóreas.
- Alteraciones en la fenología de las migraciones de las aves.
- Aceleración de la duración de las fases larvarias en especies de insectos.
- Decaimiento forestal en diversos bosques españoles: defoliaciones, reducciones en el crecimiento y aumentos en la mortalidad.
- Desplazamientos altitudinales en especies vegetales leñosas y lepidópteros.
- Establecimiento de nuevas interacciones bióticas negativas para diversas especies.

Los cambios en la fenología suponen uno de los impactos más aparentes, habiéndose registrado cambios en la fecha de la foliación, la caída de la hoja, la floración y la fructificación en varias especies arbóreas del norte de la península ibérica asociados a un incremento de las temperaturas (Peñuelas et al. 2002; ver Tabla 1 y Figura 4). El adelanto de la foliación y el retraso de la caída de la hoja han supuesto un aumento de la duración del periodo vegetativo para estas especies. La fenología de las especies animales también ha registrado cambios asociados a las alteraciones en el clima, como es el caso de las aves migratorias, algunas de las cuales adelantan su llegada a la península en primavera en los años calurosos (Capítulo 9). Además, los insectos pueden ver acelerada la duración de sus fases larvarias, como es el caso de la mariposa blanquita de la col (*Pieris rapae*), cuyos adultos emergen cada vez más temprano (Peñuelas et al. 2002).

Figura 4.

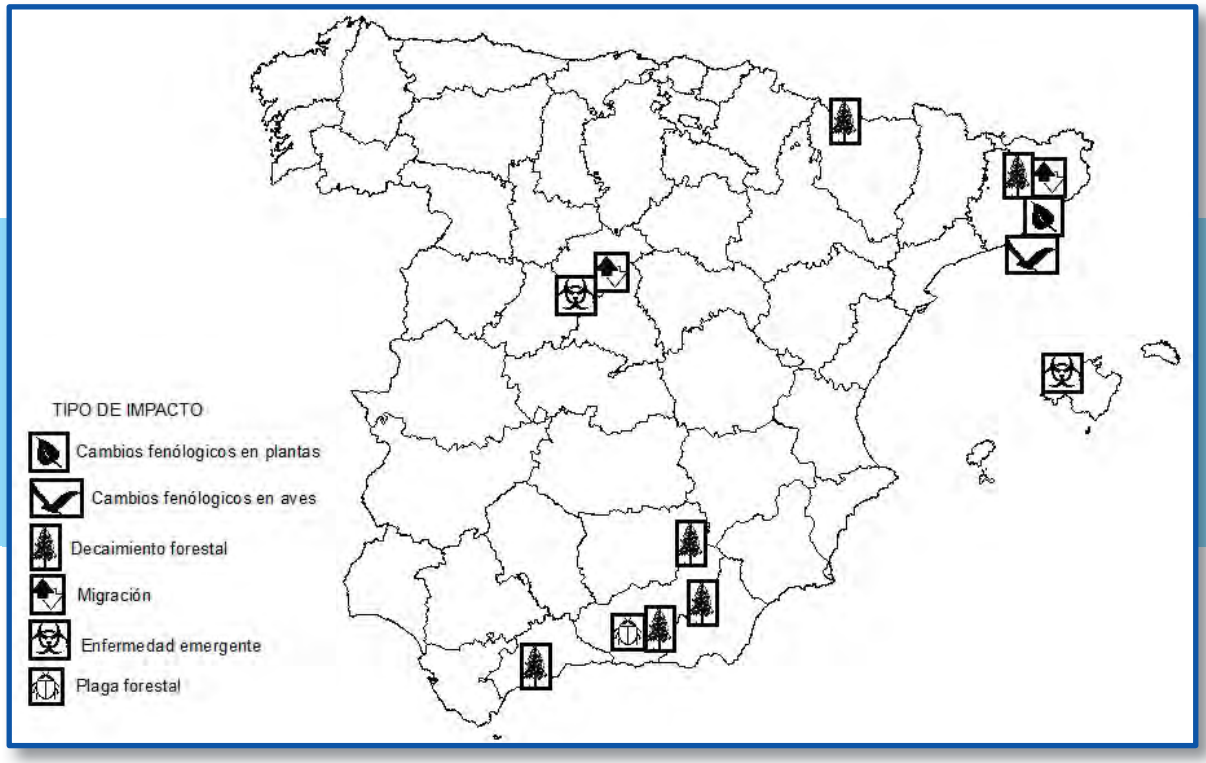


Figura 4. Localización geográfica de algunos de los principales impactos descritos por la comunidad científica en la España peninsular y Baleares. Fuente: Elaboración propia.

Así mismo, se han registrado alteraciones en el crecimiento y en la mortalidad de algunas especies forestales asociadas al cambio climático reciente. En coníferas, se han detectado disminuciones en el crecimiento radial de individuos tanto en repoblaciones como en bosques naturales (Capítulos 18, 19 y 20). Estas reducciones en el crecimiento se deben muchas veces a la interacción entre cambios en la gestión forestal y factores climáticos (Tabla 1). El abandono de las prácticas agrícolas y forestales tradicionales y el despoblamiento del medio rural en general han conllevado una reducción de las actividades selvícolas, lo que ha resultado en la proliferación de bosques con altas densidades en muchas zonas de España. En estas masas forestales con densidades elevadas tiene lugar una alta competencia por los recursos, especialmente por el agua (Vilà-Cabrera et al. 2011). Las condiciones de sequía aumentan el estrés hídrico del arbolado, lo que provoca reducciones del crecimiento (Capítulos 18, 19 y 20). Otros aspectos históricos de la gestión forestal pueden haber influido en las respuestas actuales, como es el caso de las talas intensas realizadas en algunos abetares ibéricos, que pudieron inducir una selección negativa al favorecer genotipos más vulnerables a la sequía o alterar el microclima del bosque (Capítulo 18). Junto a las reducciones en el crecimiento, se han descrito defoliaciones (que reducen el vigor de los individuos afectados) y episodios de mortalidad asociados al cambio climático (ver Tabla 1). Este conjunto de impactos (reducción del crecimiento, defoliación y mortalidad) se ha denominado decaimiento forestal (Camarero et al. 2008), siendo posiblemente el cambio climático uno de los principales factores que contribuyen al decaimiento. Por último, las plagas y patógenos contribuyen también al decaimiento forestal, al atacar a individuos previamente debilitados por el clima o la competencia exacerbada por los cambios en la gestión forestal (Tabla 1).

Otro impacto de gran relevancia es el cambio en la distribución de las especies asociado al desplazamiento de las condiciones climáticas favorables para su persistencia (Parmesan & Yohe 2003). En el caso de las especies vegetales, se han detectado ascensiones altitudinales para el haya (*Fagus sylvatica*) en el Montseny (Cataluña; Peñuelas et al. 2007) y para el enebro común (*Juniperus communis*) y el piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*) en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central; Capítulo 5). El incremento de las temperaturas parece ser uno de los factores causantes de estas migraciones, junto a cambios en el uso del suelo que pueden favorecer o reducir la regeneración y el crecimiento a determinadas cotas (como la disminución de la carga ganadera o la reducción de la quema controlada del monte para generar pastos). En especies animales, se ha detectado una ascensión altitudinal y una reducción del área de distribución de varias especies de lepidópteros en la Sierra de Guadarrama asociado al aumento de las temperaturas (Capítulo 12). Durante las últimas décadas también se han descrito desplazamientos geográficos en varias especies de réptiles, tanto latitudinales (hacia el norte del límite septentrional de su distribución) como altitudinales (hacia cotas más altas; Capítulo 8).

Tabla 1.

Impacto	Factor climático	Motores de cambio adicionales	Interacciones bióticas	Referencia bibliográfica
Cambios fenológicos (plantas): Adelanto de la foliación y retraso de la caída de las hojas de varias especies arbóreas del norte de la península.	Incremento de las temperaturas.	----	----	Peñuelas et al. (2002)
Cambios fenológicos (animales): Adelanto de la fecha de llegada a España de aves migratorias.	Incremento de las temperaturas. Cambio Climático en los cuarteles de invernada o cría en otros países.	----	----	Capítulo 9
Decaimiento forestal: Defoliación y reducción en el crecimiento de abetares (*Abies alba*) en Pirineos.	Incremento de la temperatura y eventos de sequía extrema.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos. Hongo patógeno: *Melampsorella caryophyllacearum*	Capítulo 18
Decaimiento forestal: Disminución del crecimiento y aumento de la mortalidad en pinsapares (*Abies pinsapo*) ibéricos.	Incremento de la temperatura y eventos de sequía extrema.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos. Hongo patógeno: *Heterobasidion abietinum*	Capítulo 19
Decaimiento forestal: Disminución del crecimiento en bosques de pino laricio (*Pinus nigra*) del sur de la península.	Incremento de la temperatura y eventos de sequía extrema.	----	----	Capítulo 19
Decaimiento forestal: Defoliación y descensos en el crecimiento en repoblaciones de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino laricio (*P. nigra*) del sureste de la península.	Incremento de las temperaturas y reducción de la precipitación de primavera.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos.	Capítulo 20
Decaimiento forestal: Mortalidad masiva de juveniles de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino laricio *(P. nigra*) en Sierra Nevada.	Eventos de sequía extrema.	----	----	Herrero et al. (2013)
Decaimiento forestal: Defoliación, disminución del crecimiento y aumento de la mortalidad en poblaciones de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) en Cataluña.	Eventos de sequía extrema. Incremento de la temperatura .	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos. Planta hemiparásita: muérdago (*Viscum álbum*)	Capítulo 21

Tabla 1. Impactos observados en los ecosistemas terrestres asociados al cambio climático. Se detalla el impacto (definido como un efecto específico y cuantificable), el factor climático responsable, los motores de cambio adicionales y las interacciones bióticas que contribuyen al efecto, en caso de que existan. Por último, se especifica el capítulo del informe o la referencia bibliográfica en la que se puede profundizar acerca del impacto.

Tabla 1 (continuación).

Impacto	Factor climático	Motores de cambio adicionales	Interacciones bióticas	Referencia bibliográfica
Migración: Ascenso altitudinal del haya (*Fagus sylvatica*) en el Montseny.	Incremento de las temperaturas.	Cambios de uso forestal y agrario.	----	Peñuelas et al. (2007)
Migración: Ascenso altitudinal del enebro común (*Juniperus communis*) y el piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*) en la Sierra de Guadarrama.	Incremento de las temperaturas mínimas.	Reducción de la carga ganadera.	Reducción de los daños por herbivoría.	Capítulo 5
Migración: Ascenso altitudinal y contracción del área de distribución de varias especies de lepidópteros en la Sierra de Guadarrama.	Incremento de las temperaturas.	----	----	Capítulo 12
Migración: Desplazamientos latitudinales y altitudinales en varias especies de réptiles en las últimas décadas.	Incremento de las temperaturas.	----	----	Capítulo 8
Plaga forestal: Defoliaciones y disminuciones en el crecimiento en bosques meridionales de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) provocadas por la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*).	Incremento de las temperaturas.	----	El incremento de las temperaturas invernales favorece la supervivencia de las larvas de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*).	Capítulo 22 Hódar et al. (2003)
Enfermedad emergente: Mortalidad masiva en varias especies de anfibios mediada por un hongo patógeno en las Sierras de Guadarrama y Tramontana.	Incremento de las temperaturas.	----	El incremento de las temperaturas favorece al hongo patógeno *Batrachochytrium sp.* que ocasiona la muerte de anfibios.	Capítulo 7

Tabla 1. Impactos observados en los ecosistemas terrestres asociados al cambio climático. Se detalla el impacto (definido como un efecto específico y cuantificable), el factor climático responsable, los motores de cambio adicionales y las interacciones bióticas que contribuyen al efecto, en caso de que existan. Por último, se especifica el capítulo del informe o la referencia bibliográfica en la que se puede profundizar acerca del impacto.

Por último, existen impactos mediados por el cambio climático en las interacciones bióticas. Es el caso de la quitridiomicosis, una enfermedad emergente causada por hongos patógenos del género *Batrachochytrium* de origen desconocido. Estos hongos se han visto favorecidos por el aumento de las temperaturas de las masas de agua donde se reproducen las especies de anfibios. El calentamiento del agua ha provocado el incremento de la virulencia de este hongo alóctono produciendo eventos de mortalidad masiva en varias especies de anfibios en la Sierra de Guadarrama y en la Sierra de Tramontana (Sistema Central e Islas Baleares, respectivamente; Capítulo 7). Otro ejemplo de cómo afectan estos cambios a las interacciones lo tenemos en las montañas de Sierra Nevada (Granada), dónde el cambio climático ha propiciado el establecimiento de una interacción biótica inexistente en las últimas décadas. El incremento de las temperaturas invernales en los últimos años ha favorecido la supervivencia de las larvas de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) en invierno, durante su fase de crecimiento, lo que permite su ascenso a cotas más altas ocupadas por el pino silvestre (*Pinus sylvetsris*). Actualmente, el pino silvestre sufre defoliaciones, que pueden provocar reducciones en el crecimiento e incluso la muerte de los individuos cuando suceden de manera reiterada, por parte de un agente con el que antes no interactuaba (Hódar et al. 2003).

3.3. Vulnerabilidad al cambio climático

La exposición de la península ibérica al cambio climático a medida que avance el siglo XXI será cada vez más elevada, con fuertes incrementos de la temperatura y disminuciones en la precipitación estival, sobre todo en la mitad sur (Beniston et al. 2007, Giorgi & Lionello 2008). Así, resulta vital estudiar la vulnerabilidad de especies y ecosistemas para poder prever efectos futuros y diseñar estrategias de gestión adecuadas para la adaptación. En esta sección se analiza la vulnerabilidad al cambio climático de distintos niveles de organización, desde el individuo hasta el ecosistema. También se consideran los distintos procesos y mecanismos de adaptación y resiliencia, que pueden disminuir la sensibilidad del organismo o sistema al cambio, o adaptarlos a las nuevas condiciones ambientales. En la Tabla 2 se resumen algunas de las principales vulnerabilidades al cambio climático de los ecosistemas terrestres en España.

3.3.1. Organismos

3.3.1.1. Procesos ecofisiológicos

- El incremento de la aridez puede afectar a la conductancia hidráulica de muchas especies arbóreas, limitando su capacidad para fijar carbono.
- Las condiciones de sequía y las altas temperaturas pueden provocar la muerte en especies arbóreas, especialmente aquellas poco tolerantes a la sequía.
- El incremento de las temperaturas puede modificar la mortalidad de invertebrados y acelerar su desarrollo larvario.
- El aumento de las temperaturas puede aumentar el ciclo anual de actividad de especies de reptiles.

El cambio climático puede afectar directamente a la fisiología de los organismos, ya que muchos procesos fisiológicos dependen directamente de la temperatura y de la disponibilidad hídrica. En las especies arbóreas, el futuro incremento de la aridez y los eventos de sequía pueden afectar a la conductancia hidráulica (i.e. la capacidad de transportar agua de las raíces a las hojas por unidad de superficie) de muchas especies, limitando su capacidad para fijar carbono debido a un estricto control estomático. Bajo condiciones de sequía severa, se pueden producir procesos de embolia por cavitación (i.e. obstrucción del camino hidráulico de las raíces a las hojas) que pueden marchitar partes de la copa tal y como se ha visto en individuos de haya o roble melojo (*Quercus pyrenaica*; Capítulos 13, 14). En casos extremos, estos procesos pueden incluso provocar la muerte del individuo (Martínez-Vilalta & Piñol 2002). Por otro lado, el aumento de las temperaturas y las olas de calor incrementan la tasa de respiración de las especies arbóreas haciéndolas susceptibles de sufrir un desequilibrio en el balance de carbono (ya que las ganancias no pueden compensar las pérdidas debido a las limitaciones en la fijación de carbono), a la vez que aumentan su vulnerabilidad frente los efectos de la embolia por cavitación (McDowell et al. 2011). La vulnerabilidad a la cavitación y un balance de carbono negativo bajo condiciones de sequía y altas temperaturas, pueden acarrear la muerte del arbolado tanto en su fase juvenil como adulta (Tablas 1 y 2). Estos efectos son más probables en las especies menos tolerantes a la sequía, como es el caso de especies eurosiberianas (p. ej. haya y pino silvestre).

En cuanto a las especies animales, cabe destacar el caso de los invertebrados cuyo metabolismo depende en gran medida de la temperatura. El incremento de las temperaturas puede aumentar la supervivencia de los individuos cuando ésta se haya limitada por las temperaturas mínimas, tal y como se ha visto en el caso de la procesionaria del pino (Capítulo 22). Además, el desarrollo larvario, dependiente de la temperatura, se verá acelerado por el calentamiento (Peñuelas et al. 2002). Otros organismos con una fuerte dependencia de la temperatura ambiental son los reptiles, los cuales pueden aumentar su ciclo de actividad anual debido al incremento de las temperaturas, por lo que podrán disponer de más tiempo para su alimentación y reproducción (Capítulo 8).

Tabla 2.

Vulnerabilidad	Factor climático	Motores de cambio adicionales	Interacciones bióticas	Referencia bibliográfica
Disminución de la conductancia hidráulica en las poblaciones meridionales del haya *(Fagus sylvatica*).	Incremento de las temperaturas y de la demanda evaporativa.	----	----	Capítulo 13
Disminución de la conductancia hidráulica y procesos de cavitación en montes bajos de varias especies de *Quercus*.	Incremento de las temperaturas y de la demanda evaporativa.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por lo recursos hídricos. Edad de la parte hipogea y del rebrote.	Capítulo 14
Desplazamientos altitudinales/latitudinales y aumento del periodo anual de actividad de reptiles ibéricos.	Incremento de las temperaturas.	----	----	Capítulo 8
Incremento de la incidencia de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*)	Incremento de la temperaturas.	Cambios en la gestión forestal.	Hábitat adecuado que facilita la propagación de la procesionaria: masas forestales densas y coetáneas.	Capítulo 22
Aumento de la mortalidad en bosques ibéricos.	Incremento de las temperaturas y la aridez.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos.	Capítulo 16
Defoliaciones, reducciones en el crecimiento y la regeneración, y aumentos de la mortalidad en poblaciones de pino silvestre (*Pinus sylvestris*).	Incremento de la temperatura y eventos de sequía extrema.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos. Planta parásita: muérdago (*Viscum album*). Hongo patógeno: *Onnia tomentosa*.	Capítulo 21
Reducciones en el crecimiento de bosques de pino resinero (*Pinus pinaster*).	Incremento de la temperatura y eventos de sequía extrema.	----	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos.	Capítulo 26
Reducción de la productividad forestal en los bosques ibéricos durante la segunda mitad del siglo XXI.	Incremento de la aridez.	Cambios en la gestión forestal.	Elevada densidad: competencia por los recursos hídricos.	Capítulo 27

Tabla 2. Vulnerabilidades de los ecosistemas terrestres asociadas al cambio climático. Se detalla la vulnerabilidad, el factor climático involucrado, y los motores de cambio adicionales e interacciones bióticas que contribuyen a la vulnerabilidad en caso de ser relevantes. Por último se especifica el capítulo del informe o la referencia bibliográfica en la que se puede profundizar acerca de la vulnerabilidad.

Tabla 2 (continuación).

Vulnerabilidad	Factor climático	Motores de cambio adicionales	Interacciones bióticas	Referencia bibliográfica
Limitaciones en el crecimiento y en la regeneración de especies arbóreas y arbustivas en la montaña mediterránea.	Sequía estival e incremento de la aridez.	----	----	Capítulo 15
Ascensión altitudinal de especies herbáceas en la Sierra de Guadarrama.	Incremento de la aridez.	----	----	Capítulo 4
Reducciones en los rangos de distribución de especies arbóreas en la península ibérica.	Incremento de la temperatura. Cambios en los patrones de precipitación.	Cambios en la gestión forestal.	----	Capítulo 36
Reducciones en el área de distribución de aves reproductoras de la península ibérica.	Incremento de la temperatura. Cambios en los patrones de precipitación.	Cambios en el uso del suelo.	----	Capítulo 33
Defoliaciones y reducciones en el crecimiento en bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) asociadas al parasitismo del muérdago (*Viscum album*) y su interacción con las sequías.	Incremento de las temperaturas invernales. Incremento en la frecuencia y severidad de sequía extremas.	----	Planta parásita: muérdago (*Viscum álbum*).	Capítulo 23
Expansión de especies invasoras.	Incremento de la temperatura. Cambios en los patrones de precipitación.	Cambios en el uso del suelo.	----	Capítulo 24
Reducción de los caudales de estiaje en los ríos de la península ibérica.	Incremento de las temperaturas y reducción de la precipitación estival.	Cambios en la gestión forestal.	----	Capítulo 28
Alteraciones en los ciclos de nutrientes y cambios en la limitación por nutrientes en los suelos de la península ibérica.	Incremento de las temperaturas y reducción de la precipitación estival.	Cambios en la gestión forestal.	Cambios en la composición de la materia orgánica. Cambios en la cobertura arbórea, arbustiva y de la costra biológica. Especies invasoras.	Capítulo 29

Tabla 2. Vulnerabilidades de los ecosistemas terrestres asociadas al cambio climático. Se detalla la vulnerabilidad, el factor climático involucrado, y los motores de cambio adicionales e interacciones bióticas que contribuyen a la vulnerabilidad en caso de ser relevantes. Por último se especifica el capítulo del informe o la referencia bibliográfica en la que se puede profundizar acerca de la vulnerabilidad.

Tabla 2 (continuación).

Vulnerabilidad	Factor climático	Motores de cambio adicionales	Interacciones bióticas	Referencia bibliográfica
Incremento del peligro y riesgo de incendios en España.	Incremento de las temperaturas. Cambios en los patrones de precipitación.	Cambios en la gestión forestal.	Procesos de decaimiento y mortalidad forestal. Cambios en la producción forestal.	Capítulo 34
Reducciones de efectivos en las poblaciones sedentarias de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*).	Incremento de la temperaturas Cambios en los patrones de precipitación.	Cambios en el uso del suelo: destrucción de hábitat.	Competencia con las poblaciones migradoras de curruca capirotada.	Capítulo 10
Reducciones de efectivos en poblaciones relictas de especies arbóreas.	Incremento de las temperaturas y la aridez.	Cambios en el uso del suelo: transformación del paisaje.	Cambios en las interacciones bióticas: plagas y patógenos.	Capítulo 3

Tabla 2. Vulnerabilidades de los ecosistemas terrestres asociadas al cambio climático. Se detalla la vulnerabilidad, el factor climático involucrado, y los motores de cambio adicionales e interacciones bióticas que contribuyen a la vulnerabilidad en caso de ser relevantes. Por último se especifica el capítulo del informe o la referencia bibliográfica en la que se puede profundizar acerca de la vulnerabilidad.

3.3.1.2. Fenología

- Se prevén cambios adicionales a los ya observados en la foliación, caída de la hoja, floración y fructificación de especies arbóreas.
- Se esperan cambios futuros en la migración de las aves debido a cambios climáticos en las zonas de invernada y reproducción.
- Muchas especies de lepidópteros pueden ver adelantada la fecha de emergencia de larvas y adultos.

El aumento de la temperatura ha alterado la fenología de muchas especies tal y como ya se ha visto en la sección de impactos (Peñuelas et al. 2002, Capítulo 9). En el futuro se pueden esperar cambios adicionales en el comienzo de la foliación, la caída de la hoja, floración y fructificación. De la misma manera, se pueden esperar más cambios en los patrones de migración de aves, asociados al cambio climático tanto en las zonas de invernada como en las de reproducción (Capítulo 9). Muchas especies de lepidópteros pueden ver adelantada la fecha de emergencia de larvas y adultos, tal y como se ha visto en varias especies debido a una aceleración del desarrollo larvario (Peñuelas et al. 2002, Capítulo 22).

3.3.2. Poblaciones

3.3.2.1. Demografía

- El incremento de la temperatura puede alterar la proporción de sexos en los recién nacidos de algunas especies de reptiles.
- Los años favorables para la regeneración de especies arbóreas pueden verse reducidos.
- El crecimiento de especies arbóreas puede verse reducido y la mortalidad incrementada, principalmente en bosques densos.
- Los individuos jóvenes o de menor tamaño de especies arbóreas son especialmente vulnerables a los efectos de la sequía y al incremento de las temperaturas.
- Es importante considerar los efectos del cambio climático en las diferentes tasas demográficas conjuntamente.

El crecimiento de los individuos, el reclutamiento y la mortalidad son componentes claves de la dinámica demográfica de las poblaciones, que están siendo afectados por el cambio climático (ver sección *3.2.2. Impactos en los bosques y la biodiversidad*) y que pueden sufrir alteraciones adicionales durante las próximas décadas. En el caso de las especies animales, la dinámica demográfica puede verse afectada por un aumento de las temperaturas, como es el caso de algunas especies de réptiles (varias especies de quelonios, salamanquesas y eslizones), en las que la temperatura de incubación determina el sexo de los recién nacidos. Así, el calentamiento global puede provocar la ausencia en el ambiente de la temperatura pivotal, definida como la temperatura de incubación del nido que produce una razón de sexos equilibrada. Esto conlleva un desequilibrio en la proporción de machos y hembras, lo cual afecta a la dinámica poblacional (Capítulo 8).

En cuanto a las especies vegetales, el aumento de la aridez y de la frecuencia de sequías extremas puede disminuir la capacidad de regeneración de muchas especies arbóreas y arbustivas (Capítulo 15). La regeneración de estas especies, sobre todo de aquellas con mayores requerimientos hídricos, está fuertemente limitada por la alta mortalidad por sequía de plántulas y juveniles de corta edad durante la época estival. Así, los eventos de regeneración exitosos se dan fundamentalmente en años especialmente favorables (p. ej. años con precipitaciones superiores a la media). El incremento de las temperaturas y los cambios en los patrones de precipitación pueden disminuir el número de años favorables o ventanas temporales para la regeneración de especies arbóreas y arbustivas (Capítulo 15).

El incremento de las temperaturas y de la frecuencia de años secos puede resultar así mismo en reducciones en el crecimiento y aumentos de la mortalidad en especies arbóreas (Capítulos 18, 19, 20 y 21), debido en gran medida a desequilibrios en el balance hídrico y de carbono (McDowell et al. 2011). Estos efectos son más frecuentes e intensos en bosques con altas densidades arbóreas, donde existe una alta competencia por los recursos hídricos que acentúa el estrés causado por la sequía. Estudios recientes constatan que los bosques más densos presentan mayores tasas de mortalidad (Capítulo 16) y reducciones más severas del crecimiento (Capítulo 26). Sin embargo, el tamaño del árbol del árbol puede modular estas respuestas, ya que los árboles de mayor tamaño presentan una menor mortalidad y una sensibilidad menor en el crecimiento frente a periodos secos, probablemente gracias a un sistema radicular más desarrollado (Capítulos 16 y 26). Estos patrones son típicos de bosques relativamente jóvenes en etapas de exclusión competitiva (Vayreda et al. 2012), donde la mortalidad es más elevada (Ruiz-Benito et al. 2013). Muchas masas forestales en España podrían encontrarse en una fase de exclusión competitiva, ya sea por la falta de tratamientos selvícolas en repoblaciones (Madrigal 1998) o como resultado de procesos de sucesión secundaria en masas naturales (p. ej. en campos abandonados). Sin embargo, el

incremento de las temperaturas y el aumento en la intensidad y frecuencia de las sequías podría exacerbar las reducciones en el crecimiento del arbolado, predisponer procesos de decaimiento e incluso aumentar la mortalidad.

En contraste con los bosques templados y mediterráneos, las comunidades vegetales de zonas semiáridas podrían presentar una mayor resiliencia en el reclutamiento y el crecimiento frente a cambios en la precipitación (Capítulo 17). Sin embargo, debido a la longevidad de muchas especies arbustivas y arbóreas, es necesario realizar experimentos y seguimientos a largo plazo para analizar debidamente los posibles efectos del cambio climático en las tasas demográficas de especies vegetales, tanto en ecosistemas semiáridos como en ecosistemas templados y mediterráneos.

Las dinámicas poblacionales de las diferentes especies serán el resultado de la integración de las diferentes tasas demográficas y del efecto del cambio climático sobre ellas. Así, si una población de una determinada especie ve disminuida su regeneración y aumentada su mortalidad debido al incremento aridez, su tamaño disminuirá. Este puede ser el caso de las poblaciones ibéricas de pino silvestre situadas en zonas secas (p. ej. Prades, Tarragona), donde ya se han detectado fuertes limitaciones en la regeneración en poblaciones con síntomas de decaimiento (Capítulo 21). Sin embargo, en otras poblaciones los incrementos en la mortalidad pueden verse compensados por un aumento de la regeneración (p. ej. debido a una liberación de recursos), lo cual promueve la resiliencia del bosque frente al cambio climático (Capítulo 31). Esto sugiere la necesidad de profundizar en el conocimiento de la respuesta de las diferentes especies y ecotipos a los principales factores ambientales que inciden sobre su desarrollo a lo largo de su ontogenia.

3.3.2.2. Distribución y abundancia de poblaciones

- Se prevén desplazamientos altitudinales y latitudinales de las especies en respuesta al cambio climático.
- Las migraciones en altitud pueden suponer una disminución del área potencial de distribución cuando ocurren en áreas de montaña cercanas a las cumbres.
- Las poblaciones situadas en las cotas altitudinales superiores se encuentran entre las más vulnerables, ya que las condiciones climáticas propias de estas zonas dejarán de existir.
- Las migraciones están limitadas por la capacidad de dispersión de las especies y por la distribución de sus hábitats favorables.
- A pesar de sus limitaciones, los Modelos de Distribución de Especies (MDE) proporcionan información relevante sobre la respuesta de las especies al cambio climático.
- Se deben incorporar datos sobre la sensibilidad y la capacidad de adaptación en los MDE para dotarlos de un mayor realismo biológico.
- El uso de los MDE debe de complementarse con otras aproximaciones a la hora de diseñar estrategias de actuación ante el cambio climático.

Los cambios en la distribución y abundancia de las poblaciones son efectos del cambio climático constatados en diversas zonas del mundo, incluyendo España (Parmesan & Yohe 2003; Tabla 1). Además, se prevé que durante las próximas décadas estos efectos se intensifiquen para determinadas especies y regiones. Estos cambios, asociados al desplazamiento de las condiciones climáticas favorables para la persistencia de las especies, pueden ocurrir mediante la migración de las especies o debido a extinciones locales en el frente de retroceso. En la península ibérica, las cotas altitudinales inferiores y las latitudes meridionales, donde las condiciones de sequía y el incremento de las temperaturas dificultan la persistencia de algunas especies, representan el frente de retroceso. Estudios recientes en la Sierra de Guadarrama han constatado que algunas especies herbáceas son capaces de reclutar en ambientes contrastados (en cuanto a humedad y temperatura) a lo largo del gradiente altitudinal, mientras que otras especies se reproducen mejor a mayor altitud (bajo condiciones más frescas y húmedas; Capítulo 4). Es importante considerar que las migraciones en altitud pueden suponer una disminución del área potencial de distribución de las especies, cuando estas ocurren en áreas de montaña cercanas de las cumbres. Además, las poblaciones situadas en las cotas altitudinales superiores se encuentran entre las más vulnerables, ya que las condiciones climáticas propias de estas zonas dejaran de existir. Por otro lado, algunos autores han sugerido que incluso si el hábitat potencial no desapareciera muchos endemismos de montaña podrían desaparecer debido a procesos de hibridación con especies procedentes de altitudes inferiores (Gómez et al. 2015).

Las migraciones están condicionadas por la capacidad de dispersión de las especies, que a menudo es limitada, como ocurre en el caso de especies de herbáceas (Capítulo 4) y de reptiles (Capítulo 8). A pesar de que muchas especies animales pueden presentar una mayor capacidad de dispersión que las plantas, su migración está limitada por la distribución de hábitats favorables y su conectividad. Los cambios en el uso del suelo han fragmentado y reducido la presencia de los diferentes hábitats, y dificultan de esta manera la migración de las especies. Además, la alteración del hábitat de muchas especies de hongos, como por ejemplo la modificación de la vegetación dominante, puede acarrear extinciones locales y disminuir su área de distribución (Capítulo 6).

Se ha hecho un gran esfuerzo por intentar predecir los cambios en la distribución de las especies bajo los futuros escenarios climáticos mediante el uso de técnicas de modelización, en concreto los denominados Modelos de Distribución

de Especies (MDE). En concreto, los modelos de nicho o modelos bioclimáticos han sido ampliamente utilizados para evaluar posibles cambios en la distribución de las especies como resultado del cambio climático. Estos modelos son correlacionales y asumen que el principal factor subyacente a la distribución espacial de un organismo es el clima. Presuponen además que la distribución de las especies se encuentra en equilibrio con las condiciones climáticas actuales y que factores como la competencia o la dispersión juegan un papel secundario. A partir de estos supuestos, asumen que la distribución de las especies bajo nuevas condiciones climáticas será un resultado de esta correlación y que la nueva distribución se ajustará al nuevo patrón climático. Según estos modelos muchas especies verán fuertemente reducida su distribución potencial en la península ibérica tal y como sugiere la elevada exposición de nuestro territorio al cambio climático (Araújo et al. 2011, Felicísimo et al. 2011, Benito-Garzón et al. 2008; ver Figura 5 para un ejemplo).

Figura 5.

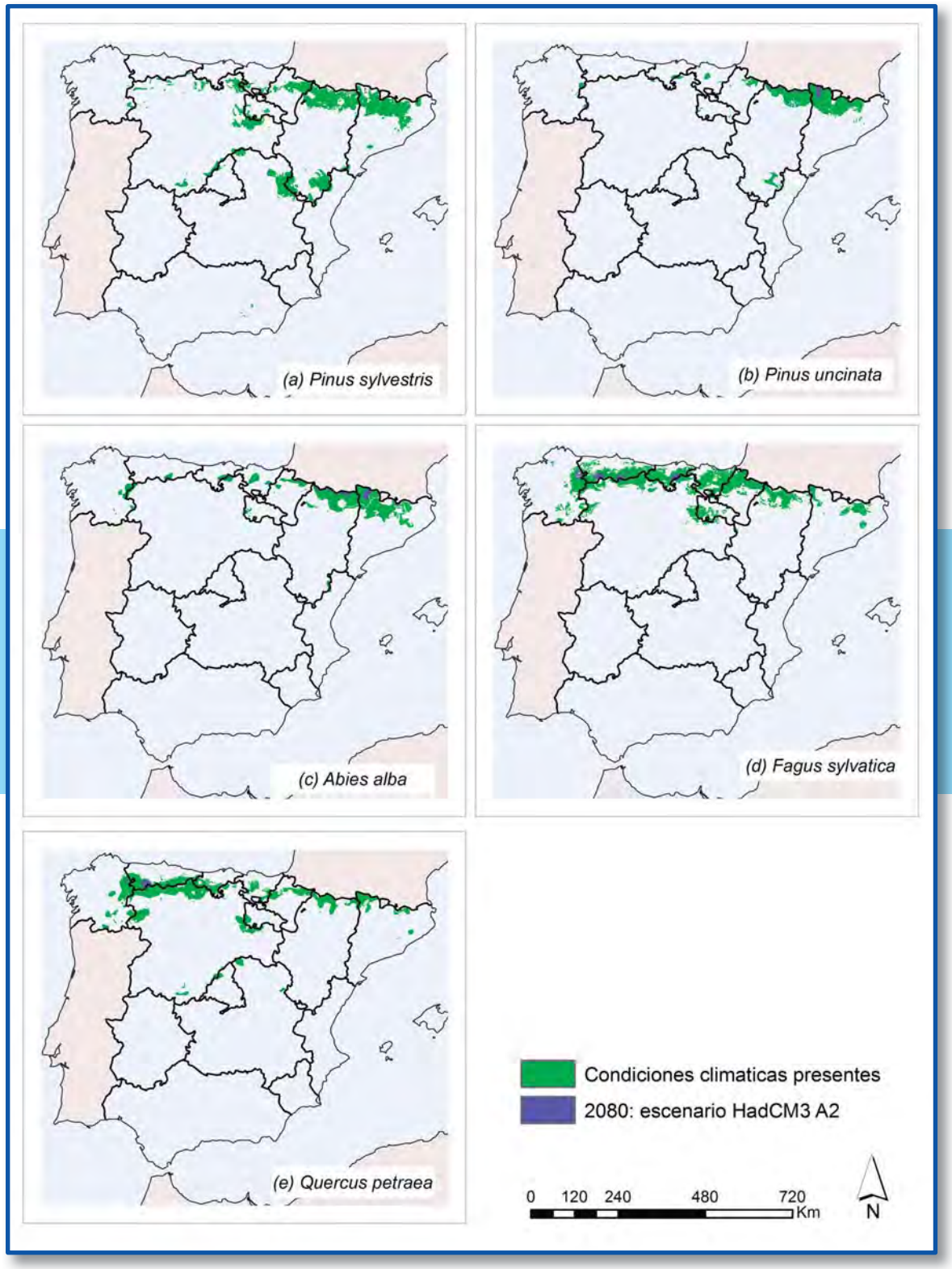


Figura 5. Mapas con la distribución potencial actual y potencial futura para el año 2080 (bajo el escenario HadCM3 A2) de las especies: (a) pino silvestre (*Pinus sylvestris*), (b) pino negro (*Pinus uncinata*), (c) abeto (*Abies alba*), (d) haya (*Fagus sylvatica*), y (e) roble albar (*Quercus petraea*). Fuente: Benito-Garzón et al. (2008).

Los modelos de nicho proporcionan una información indispensable sobre la posible respuesta de las especies al cambio climático. No obstante, sus proyecciones deben ser interpretadas con cautela a la hora de establecer estrategias de actuación ante el cambio climático y siempre en combinación con otras aproximaciones. Por un lado estos modelos analizan únicamente la exposición al cambio climático sin tener en cuenta los otros dos componentes de la vulnerabilidad, la sensibilidad y la capacidad de adaptación. Otro inconveniente es su dependencia de la calidad de la información sobre la distribución de la especie (Capítulo 35). Así, el habitual sesgo en los datos de presencia y la falta de datos de ausencia fiables limitan su capacidad predictiva. La robustez de sus predicciones está, por tanto, condicionada a la existencia de bases de datos exhaustivas con toda la información disponible sobre de la distribución y ecología de una determinada especie (Capítulo 35). Debido a la interesante información que proporcionan estos modelos y su extendido uso es imprescindible conocer sus principales limitaciones, así como interpretar adecuadamente sus predicciones y rango de aplicabilidad.

Los modelos de nicho han estimulado el desarrollo de modelos de distribución de especies con un mayor realismo biológico, que incorporan información sobre la sensibilidad de las especies en diferentes estadios demográficos (p. ej. regeneración, crecimiento y mortalidad), su capacidad de adaptación (p. ej. adaptación local) o su capacidad dispersiva (ver una revisión en el Capítulo 36). Así, Benito-Garzón et al. (2011) mostraron que la inclusión en el modelo de información sobre la plasticidad fenotípica y la adaptación local de las especies resultaba en reducciones menores en el rango de distribución de varias especies arbóreas, debido a la capacidad de algunos ecotipos de tolerar las nuevas condiciones ambientales (Figura 6). Igualmente, tal y como se ha discutido en la sección *3.3.2.1. (Demografía),* son las dinámicas demográficas las que en última instancia determinan los cambios de distribución. En este contexto, en el caso de las especies forestales, Benito-Garzón et al. (2013) demostraron que a pesar del posible incremento en el crecimiento de los árboles por el alargamiento del periodo vegetativo y la fertilización por CO_2, los límites meridionales de distribución se verán limitados por incrementos en las tasas de mortalidad, principalmente en especies eurosiberianas. En otro estudio realizado con aves, donde también se incorporaron al modelo datos de sensibilidad y adaptación, se constató que algunas de las especies con mayor exposición (y por tanto con una expectativa de reducción de su rango de distribución) poseen características biológicas que les pueden ayudar a persistir en mejores condiciones que otras especies menos expuestas (Capítulo 33). Además, el estudio identificó una gran proporción de especies de aves que todavía no se encuentran amenazadas pero que podrían estarlo en el futuro. Por lo tanto, la exposición y la sensibilidad no tienen por qué coincidir (es decir, no siempre las especies más expuestas van a ser las más sensibles; Figura 7), por lo que es deseable analizar de forma independiente los diferentes componentes de la vulnerabilidad.

Los modelos de poblaciones dinámicos y espacialmente explícitos permiten estimaciones más realistas de la distribución de las especies, aunque su aplicación puede estar más limitada por la disponibilidad de datos. Este es el caso de los modelos de metapoblaciones, que permiten medir y simular los procesos de colonización y extinción local, considerando la distancia entre las poblaciones y las características ambientales de los lugares donde ocurren estos eventos demográficos (García-Valdés et al. 2013). La ventaja de estos modelos radica en que consideran el grado de equilibrio entre la distribución de las especies y el clima, es decir, si la especie está expandiéndose, retrocediendo o en equilibrio. De esta manera, se separa el efecto de la dinámica de la especie y del cambio climático. Un estudio llevado a cabo con especies forestales ampliamente distribuidas en la península ibérica (incluyendo especies templadas, sub-mediterráneas

Figura 6.

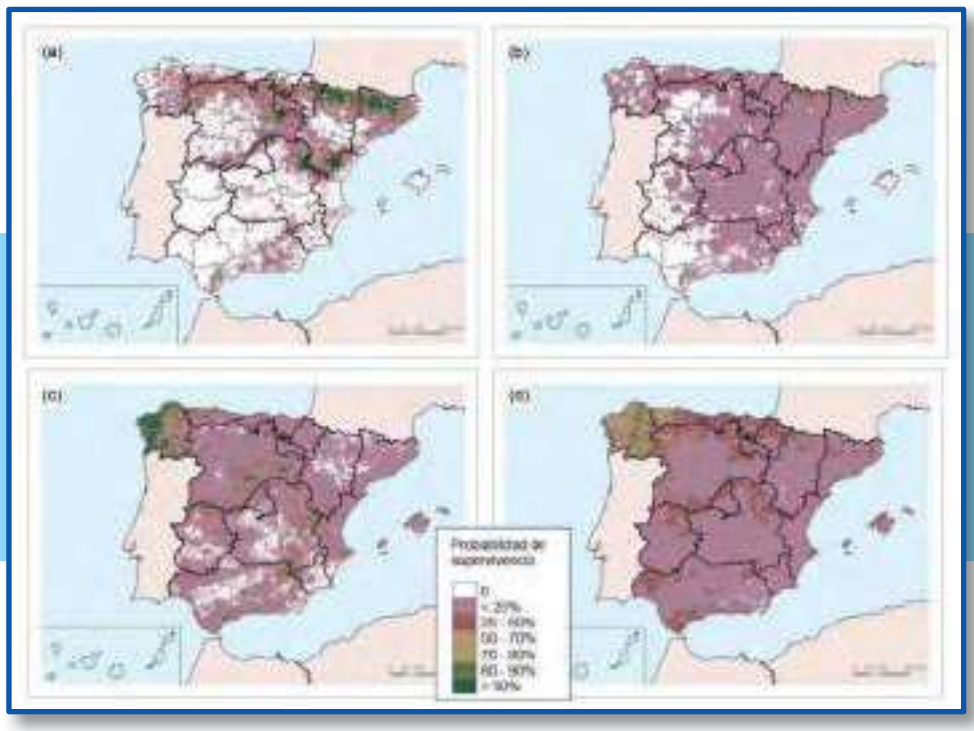


Figura 6. Probabilidad de supervivencia para el escenario de cambio climático HadCM3 A2 en el año 2080 considerando juntas todas las procedencias de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino resinero (*P. pinaster*) (a y b respectivamente, adaptado de Benito-Garzón et al. 2011) y calibrando el modelo sin considerar las diferentes procedencias (c y d respectivamente, adaptado de Benito-Garzón et al. 2008).

y mediterráneas) concluye que muchas de estas especies se encuentran inmersas en un proceso de expansión, propiciado por cambios en el uso del suelo y en la gestión forestal o incluso por una dinámica postglaciar. Es decir, no habría habido tiempo suficiente desde la última glaciación para que algunas especies alcancen un equilibrio con el clima actual y por tanto su distribución potencial en la península ibérica (García-Valdés et al. 2013). El cambio climático podría afectar a esta dinámica de expansión de manera diferente según la localización actual de las poblaciones y las características funcionales de cada especie. Así, mientras que algunas especies, como el pino carrasco (*Pinus halepensis*), verían su expansión acelerada por el cambio climático, otras como el pino laricio (*Pinus nigra*) lo verán ralentizado (Figura 8).

Figura 7.

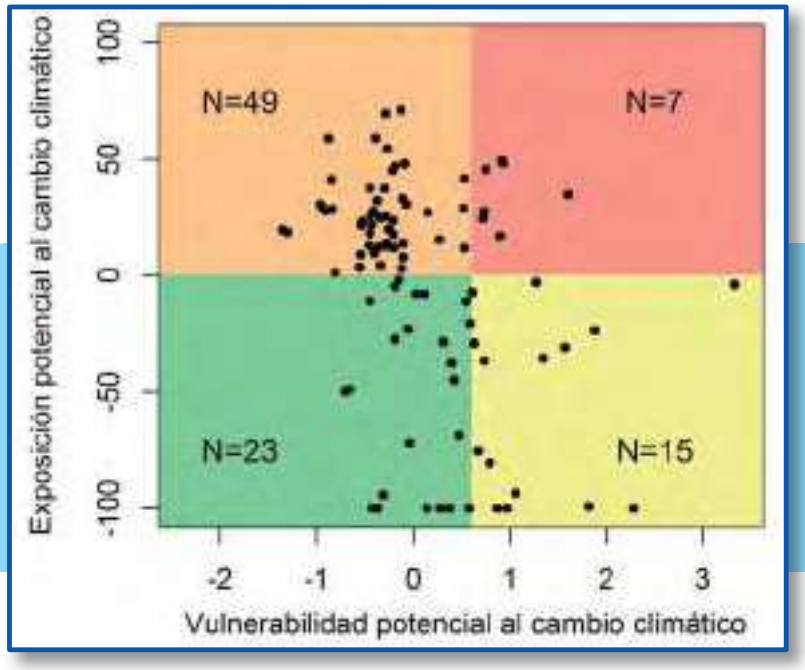


Figura 7. Diagrama de análisis de riesgo al cambio climático. Este gráfico presenta los valores del grado de exposición potencial al cambio climático en el eje vertical y los valores de la vulnerabilidad potencial ante este cambio en el eje horizontal para 94 especies de aves. El potencial de vulnerabilidad (predisposición a ser afectadas por el cambio climático) fue calculado considerando las características biológicas de las especies y su estado de conservación según la IUCN. El eje de exposición potencial se dividió entre valores por debajo de cero (especies que expanden su rango, es decir, que ganan) y especies por encima de cero (especies que contraen su rango, es decir, que pierden). La "zona verde" está ocupada por especies que se espera que expandan su rango en el futuro y que tienen baja vulnerabilidad. La "zona amarilla" está ocupada por especies que ya están amenazadas pero no se espera que se vean muy afectadas por el cambio climático. La "zona naranja" está representada por especies que no están consideradas como amenazadas todavía pero se espera que tengan un alto y negativo grado de exposición al cambio climático. Finalmente, la "zona roja" es donde las especies tienen al mismo tiempo un alto grado de exposición al cambio climático y vulnerabilidad al mismo. Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

3.3.3. Comunidad

3.3.3.1. Cambios en la composición y estructura

- Los cambios en la composición de las comunidades pueden producirse debido a los cambios en la distribución de las especies y a las respuestas específicas de cada especie frente al estrés climático.
- Las diferencias en reclutamiento entre especies de matorrales y especies arbóreas en condiciones de sequía pueden suponer una progresiva "matorralización" de la montaña mediterránea.
- Los cambios en la composición y estructura de las comunidades pueden afectar al funcionamiento del ecosistema.

El cambio climático puede provocar cambios en la composición y estructura de las comunidades mediante cambios en la distribución de las especies o respuestas específicas de cada especie frente al estrés climático. Así, las especies menos vulnerables a la sequía pueden ver aumentada su dominancia en las comunidades bajo escenarios de sequías recurrentes. En bosques mixtos de pino silvestre y pino laricio, la mayor vulnerabilidad del pino silvestre frente a eventos de sequía extrema puede favorecer un cambio en la dominancia hacia el pino laricio (Herrero et al. 2013, Herrero & Zamora 2014). Estudios experimentales de reducción de lluvia mostraron como algunas especies arbóreas pueden ver reducida su capacidad reproductiva (Sánchez-Humanes & Espelta 2011) y cómo especies de matorrales pioneros regeneran mejor que las especies arbóreas en condiciones de sequía, especialmente en zonas abiertas y de matorral, lo que puede llevar a una progresiva "matorralización" de la montaña mediterránea (Capítulo 15). En este caso, el cambio en la composición conlleva un cambio en la estructura de la comunidad, pasando de formaciones boscosas a otras de matorral. Estos cambios de composición y estructura de la comunidad vegetal pueden a su vez afectar al funcionamiento del ecosistema, como es el caso del reciclaje de nutrientes y los procesos edáficos (Capítulo 29).

Figura 8.

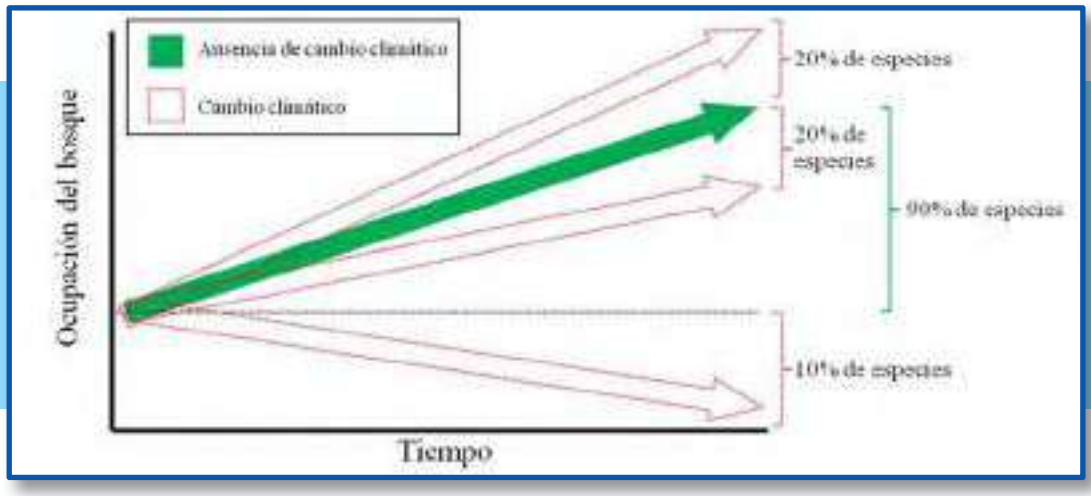


Figura 8. Grado de ocupación del bosque por distintas especies arbóreas bajo la influencia del cambio climático, y la ocupación que tendrían si no hubiera cambio climático. El 90% de las especies analizadas tendrían distribuciones mayores en el futuro que en la actualidad si el cambio climático no se produjera. Un 20% de estas especies aumentarán su ocupación debido al cambio climático por encima de los valores que tendrían sin cambio climático; otro 20% aumentará con cambio climático en relación a la ocupación actual, pero alcanzarán valores menores que en ausencia de cambio climático; y un 10% disminuirán su ocupación debido al cambio climático en relación a los valores actuales. Un 50% de las especies analizadas no cambiarían significativamente su dinámica de expansión, cambie o no el clima. Por lo tanto, el cambio climático puede alterar los cambios previstos en la distribución de las especies forestales, disminuyendo, en muchos casos, su expansión. Se han considerado las 10 especies arbóreas más abundantes de España según el Inventario Forestal Nacional: pino silvestre (*Pinus sylvestris*), pino piñonero (*P. pinea*), pino laricio (*P. nigra*), pino carrasco (*P. halepensis*), pino resinero (*P. pinaster*), roble carballo (*Quercus robur*), roble albar (*Q. petraea*), roble melojo (*Q. pyrenaica*), quejigo (*Q. faginea*) y encina (*Q. ilex*). Se utilizó un modelo estocástico dinámico de ocupación de teselas para el cálculo de las predicciones de ocupación por parte de las especies, considerando sus dinámicas de colonización y extinción (García-Valdés et al. 2013). Para estimar el cambio climático potencial en la región se empleó el escenario WRE750 (Wigley et al. 1996).

3.3.3.2. Interacciones bióticas

- El cambio climático puede modificar interacciones ya existentes o establecer nuevas que afecten negativamente a organismos y ecosistemas.
- Las especies invasoras pueden verse favorecidas debido a su rápida respuesta a los cambios ambientales.
- Los cambios en la fenología pueden desacoplar interacciones del tipo depredador-presa y planta-polinizador que afecten negativamente a organismos y ecosistemas.

Las interacciones bióticas son fundamentales a la hora de estructurar las comunidades y determinar su composición. El cambio climático puede modificar las interacciones bióticas ya existentes o establecer nuevas. El aumento de las temperaturas incrementará la incidencia de muchos patógenos y plagas, favoreciendo su desarrollo y disminuyendo su mortalidad (Capítulos 7, 22). Estos cambios pueden propiciar el establecimiento de nuevas interacciones, ya que los organismos que constituyen plagas o los patógenos podrán sobrevivir en nuevas zonas dónde anteriormente las condiciones eran desfavorables. Este es el caso de la procesionaria del pino en Sierra Nevada (Granada), que ha establecido una nueva interacción con el pino silvestre en las últimas décadas (Hódar et al. 2003). El efecto combinado de las defoliaciones por procesionaria y de las sequías extremas (p. ej. la sequía de 2005; Herrero et al. 2013) pueden resultar en reducciones severas del crecimiento radial (Linares et al. 2014). Otro caso de interacción influenciada por el cambio climático es la protagonizada por el muérdago (*Viscum album*), una planta hemiparásita que puede ver aumentada su abundancia debido al incremento de las temperaturas de invierno y la expansión de las aves que dispersan sus semillas (Capítulo 23). La infestación de muérdago altera el balance de carbono y la regulación hídrica del árbol huésped, afectando a la frondosidad de la copa y al crecimiento. Estudios recientes realizados en varias poblaciones de pino silvestre han demostrado que sequía y muérdago afectan sinérgica y negativamente al crecimiento de los árboles, fomentan la defoliación y aumentan el riesgo de mortalidad (para ejemplos en el Sistema Ibérico, Teruel, ver Capítulo 23; para los Pirineos Centrales, Lleida, ver Galiano et al. 2010).

Las especies invasoras, aquellas que son introducidas por el ser humano fuera de su área nativa de distribución y que se naturalizan y expanden, suponen también el establecimiento de nuevas interacciones en la comunidad. En muchas ocasiones ejercen una fuerte competencia con las especies nativas, llegando incluso a desplazarlas y provocando cambios en la composición de la comunidad. Existe una gran incertidumbre sobre el posible efecto del cambio climático en las especies invasoras, lo que depende en gran medida de sus características específicas, aunque en general parecen gozar de una cierta ventaja por su capacidad de responder rápidamente a los cambios ambientales (Capítulo 24). Además, el cambio climático puede alterar las limitaciones fisiológicas de especies introducidas que han permanecido en estado latente o cuyas poblaciones son muy pequeñas (Capítulo 5). Hay que tener en cuenta también las interacciones con los cambios en el uso del suelo, ya que las áreas más perturbadas antrópicamente suelen ser las zonas más invadidas.

Por último, los cambios en la fenología inducidos por el clima pueden desacoplar interacciones ya existentes. Así, si el cambio climático afecta de manera diferencial a la fenología de dos especies para una interacción determinada, se puede producir una desincronización temporal que extinga dicha interacción o la dificulte. Estos desajustes fenológicos pueden afectar a las interacciones planta-polinizador (Doi et al. 2008), depredador-presa (Lehikoinen et al. 2013) y parásito-huésped (Schwartzberg et al. 2014). El desajuste de la interacción puede ser también espacial, debido al desplazamiento geográfico de las condiciones climáticas favorables para las especies que toman parte en la interacción (Kuhlmann et al. 2012, Polce et al. 2014). La pérdida de interacciones bióticas puede afectar a la persistencia de las especies, mediante su influencia en la reproducción y alimentación de las mismas, y al funcionamiento del ecosistema, a través de sus efectos en las cadenas tróficas. Detectar estos desajustes en las interacciones es muy complicado, debido a las dificultades metodológicas y al conocimiento requerido sobre la historia natural de las especies que toman parte en una interacción concreta. Sin embargo, en España existen varios estudios que alertan sobre esta posibilidad. Así, Santandreu & Lloret (1999) evidenciaron la importancia de la actividad de los polinizadores en el tiempo y en el espacio para el éxito reproductivo del brezo de invierno (*Erica multiflora*). Bonal et al. (2012) demostraron que desajustes fenológicos entre la producción de bellotas y la de sus principales insectos depredadores (*Curculio spp.*), mediados por la temporalidad de las precipitaciones, pueden afectar a la intensidad de depredación de estas semillas. Finalmente, las alteraciones de la fecha de llegada a España de aves migratorias pueden provocar desajustes en relación a la disponibilidad de presas y alimento para las mismas (Capítulo 9).

3.3.4. Ecosistemas

3.3.4.1. Cambios en el régimen de perturbaciones y extremos climáticos

- Se prevé un aumento en la frecuencia y severidad de las olas de calor y las sequías extremas.
- Se espera un aumento de la frecuencia de los incendios forestales y las plagas asociado a un incremento de las temperaturas.
- Las perturbaciones recurrentes pueden provocar cambios persistentes en las funciones y estructura del ecosistema.

En el contexto de cambio climático se espera un aumento en la frecuencia de eventos climáticos extremos (p. ej. olas de calor) y perturbaciones, ya sean perturbaciones abióticas (p. ej. incendios) o bióticas (p. ej. defoliaciones masivas). Entre los eventos climáticos extremos, se espera un aumento en la frecuencia y severidad de las olas de calor y de las sequías extremas en España (Capítulo 2, FIC 2006, Briffa et al. 2009), las cuales pueden desencadenar eventos de decaimiento y mortalidad forestal. Los modelos de peligro y riesgo de incendios forestales apuntan a un incremento en la frecuencia de incendios en las próximas décadas asociado al incremento de las temperaturas, cambios en las precipitaciones y la acumulación de combustible (Capítulo 34). Los incendios recurrentes pueden alterar la composición y estructura de la vegetación. Sin embargo, un incremento continuado de la aridez podría disminuir la producción vegetal y la acumulación de combustible, reduciendo en parte la frecuencia de incendios. Por último, las perturbaciones bióticas representadas por plagas y patógenos pueden ver también incrementada su frecuencia debido al incremento de las temperaturas que favorecerá el desarrollo de muchos de estos organismos. De esta manera, los ecosistemas pueden verse expuestos a un régimen de perturbaciones recurrentes, lo que deja poco margen para la recuperación, y aumentan así las probabilidades de que se produzcan cambios persistentes que alteren sus funciones y su estructura.

3.3.4.2. Funciones ecosistémicas, ciclos biogeoquímicos y recursos hídricos

- Durante la primera mitad del siglo XXI los modelos prevén un incremento de la producción forestal en España asociado al incremento del CO_2 atmosférico, sin embargo, durante la segunda mitad el incremento de la aridez podría reducir la producción forestal.
- La respiración del suelo, componente clave del ciclo del carbono, puede verse afectada por el incremento de las temperaturas y los cambios en las precipitaciones, aunque el efecto de la precipitación podría ser más relevante en el caso de los ecosistemas mediterráneos.
- Las condiciones de sequía y el incremento de la temperatura pueden alterar los ciclos del nitrógeno y del fósforo.
- La cobertura de vegetación y la costra biológica pueden modular los efectos climáticos en los ciclos de nutrientes.
- Las deposiciones atmosféricas de nitrógeno pueden interactuar con los efectos climáticos en los ciclos de nutrientes.
- El aumento de las temperaturas y el descenso de la precipitación estival puede reducir los caudales de estiaje de los ríos españoles en las próximas décadas.
- La gestión forestal puede ayudar a disminuir los efectos negativos del cambio climático en los recursos hídricos.

Los ciclos biogeoquímicos pueden verse profundamente afectados por el cambio climático, lo cual puede influir de manera notoria en las funciones ecosistémicas, como la producción primaria (función de soporte) o el reciclaje de nutrientes (función de regulación). El ciclo del carbono (C) ha sido alterado por las emisiones antrópicas y los cambios en el uso del suelo, lo que ha aumentado la concentración de CO_2 en la atmosfera. El CO_2 atmosférico puede ejercer un papel fertilizador en la producción primaria ya que es uno de los sustratos en la fotosíntesis. Así, los modelos basados en procesos fisiológicos proyectan un aumento de la producción forestal durante la primera mitad de este siglo debido al efecto fertilizante del incremento del CO_2 atmosférico. Sin embargo, durante la segunda mitad, el incremento de la aridez puede provocar una disminución de la producción, que puede verse agravada por efectos de decaimiento y mortalidad forestal (Capítulo 27). Es de vital importancia tener en cuenta los efectos de la gestión forestal (extracción de madera, resinación) en estas proyecciones, ya que estos pueden enmascarar la importancia del papel fertilizador del CO_2 atmosférico (Capítulo 26). Así mismo, es necesario considerar que estas proyecciones pueden variar a pequeña escala debido a factores locales y que una gestión forestal adecuada puede reducir los efectos negativos del cambio climático en la producción forestal (Capítulo 25).

Después de la producción primaria, la respiración del suelo supone el flujo de C más importante en los ecosistemas terrestres, por lo que es un componente importante del balance global del C (Schimel 1995). Las tasas de respiración del suelo son sensibles a diferentes factores ambientales, especialmente a la temperatura y la precipitación (Philipps et al. 2011). En general, se espera que un aumento de las temperaturas incremente la respiración del suelo, aunque este efecto puede estar modulado por los patrones de precipitación (Thomey et al. 2011). En los ecosistemas mediterráneos españoles con una marcada sequía estival, la precipitación tiene un efecto mucho mayor que la temperatura en la respiración del suelo, incrementándola tanto a escala diaria como estacional (con grandes diferencias entre la primavera húmeda y el verano seco; Matías et al. 2011). Por lo tanto, en los ecosistemas mediterráneos, los cambios en la precipitación podrían tener un efecto mucho mayor sobre la respiración que los cambios en la temperatura. La cobertura vegetal también puede afectar de manera importante, ya sea de manera directa (debido a la respiración de las raíces y a mayores aportes de hojarasca) o indirecta (por el microclima más húmedo y umbrío que genera).

El ciclo de otros elementos también podría verse alterado por el cambio climático, aunque sus efectos pueden ser diferentes en los distintos ambientes de la península ibérica. Es importante considerar que el reciclaje de nutrientes representa una función de soporte fundamental para los ecosistemas y que su alteración por el cambio climático puede afectar a otras funciones relacionadas (en el caso del nitrógeno y el fósforo pueden afectar a la producción primaria, ya que son fundamentales para el crecimiento vegetal) y a la estructura del ecosistema (los cambios en la disponibilidad de nutrientes pueden favorecer distintas especies vegetales; Capítulo 29).

En la montaña mediterránea, las condiciones de sequía pueden provocar la acumulación de nitrógeno (N) y fósforo (P) en el suelo (no disponible para las plantas debido a la escasez hídrica), que podrían perderse por lavado o erosión debido al aumento previsto en la frecuencia de las lluvias torrenciales (Matías et al. 2011). Sin embargo, estos efectos climáticos pueden verse atemperados por la cobertura vegetal, en particular la arbórea.

En zonas de matorral mediterráneo los efectos del cambio climático en los ciclos de nutrientes, como el caso del P, dependerán de si el principal factor de cambio es el calentamiento sin importantes alteraciones en el contenido hídrico del suelo, o por el contrario es la disminución de la precipitación. En el primer caso, se produciría un aumento de la actividad fosfatasa que podría satisfacer las demandas de P por las plantas, aumentando su concentración en la biomasa vegetal. Sin embargo, bajo condiciones de mayor sequía se produciría una acumulación de P en el suelo debido a la disminución del contenido hídrico del suelo, la capacidad fotosintética de los matorrales y la actividad fosfatasa de las raíces y el suelo (Sardans et al. 2008). Los cambios en el contenido total de fósforo en el suelo pueden afectar al ciclo de otros nutrientes, ya que todos estos ciclos están fuertemente interconectados.

En los ambientes semiáridos el incremento de las temperaturas parece tener un mayor efecto sobre los procesos del suelo que la disminución de la precipitación. El incremento de la temperatura puede disminuir la cobertura de la costra biológica (una comunidad formada por líquenes, musgos, bacterias y hongos que presenta una gran cobertura en zonas semiáridas), lo que conlleva un aumento del carbono orgánico del suelo debido a la incorporación de la costra al suelo. La pérdida de la costra biológica puede tener efectos drásticos en los ciclos del N y del P como el incremento de la disponibilidad de N en el suelo, que puede suponer una fuente de contaminación (Capítulo 29).

Finalmente, cabe destacar que los efectos de la temperatura y las condiciones de sequía pueden interaccionar también con las deposiciones atmosféricas de nitrógeno de origen antrópico, las cuales pueden acarrear importantes cambios en las relaciones entre nutrientes.

Los ecosistemas proveen al ser humano de agua dulce para su consumo, y el incremento de las temperaturas y los descensos en la precipitación estival pueden causar una reducción de los caudales de los ríos en la época estival (Capítulo 28). Sin embargo, las reducciones observadas en los caudales anuales en los últimos 50-60 años en diversas cuencas hidrográficas de España se atribuyen principalmente al incremento de la cubierta forestal, lo que indica el papel clave de la gestión forestal en la conservación de los recursos hídricos en un escenario de cambio climático.

3.3.5. Capacidad de adaptación de ecosistemas y organismos

La *capacidad de adaptación* es un componente clave de la vulnerabilidad, que puede favorecer una respuesta adecuada de las especies y sus poblaciones frente al cambio climático. Cabe destacar que la capacidad de adaptación se

asocia muchas veces a respuestas de las sociedades humanas, sin embargo todos los organismos biológicos y los sistemas que conforman presentan mecanismos de acomodación o ajuste frente a los impactos potenciales del cambio climático. Así, en este apartado se aborda la capacidad de adaptación de los organismos y sistemas biológicos que aparece incluida dentro del término más general de 'capacidad de adaptación' según el Quinto Informe de Evaluación del IPCC (2014).

3.3.5.1. Procesos evolutivos y plasticidad fenotípica

- La adaptación local puede favorecer la persistencia de las especies cuando muestran rasgos adaptados a la sequía y al incremento de las temperaturas.
- La diversidad genética de poblaciones y especies puede reducir los efectos negativos del cambio climático mediante la coexistencia de genotipos con distintos grados de tolerancia al estrés ambiental.
- La plasticidad fenotípica permite amortiguar el efecto de los cambios ambientales a lo largo del ciclo de vida de una especie.
- La variación epigenética contribuye a la plasticidad fenotípica y al potencial evolutivo de los individuos y poblaciones.

Entre los procesos de los que depende la capacidad de adaptación cabe destacar la adaptación local. La adaptación local implica un proceso de diferenciación genética entre poblaciones en respuesta a factores ambientales, en el que las poblaciones localmente adaptadas presentan una mayor eficacia reproductiva en su localidad de origen que otras poblaciones foráneas (Kawecki & Ebert 2004). La adaptación local puede favorecer la persistencia de las especies frente al cambio climático cuando desarrollan rasgos adaptados a los aspectos del estrés ambiental que se verán exacerbados en el futuro: condiciones de sequía e incremento de temperatura (Capítulo 4). Sin embargo, una elevada adaptación local puede suponer para una especie determinada un factor de riesgo si el cambio en las condiciones climáticas es muy rápido y la especie en cuestión es incapaz de colonizar nuevas zonas. Por otro lado, la existencia de ecotipos bien adaptados a sus respectivas procedencias puede suponer una oportunidad de manipulación de las especies (Capítulo 41).

La diversidad genética, tanto de una población como de una especie en su conjunto, también puede contribuir a paliar los efectos negativos del cambio climático. Los diferentes genotipos de una población pueden responder de manera diferente al estrés ambiental, mostrando niveles de tolerancia diferentes. Los cambios en las condiciones climáticas podrían variar las frecuencias de estos genotipos (aumentando la frecuencia de genotipos con una alta tolerancia al estrés ambiental), reduciendo así los efectos negativos del cambio climático (Kelly et al. 2003, Lloret et al. 2012). En este contexto, el flujo genético ente poblaciones resulta fundamental para mantener la diversidad genética de especies y poblaciones. La fragmentación y destrucción de hábitats puede dificultar el flujo genético entre las diferentes poblaciones de una especie y afectar a su diversidad genética.

La plasticidad fenotípica, definida como la capacidad de un genotipo (o población/especie) de expresar fenotipos distintos en diversos ambientes (Garland & Kelly 2006), es otro de los procesos clave de la capacidad de adaptación. Una alta plasticidad fenotípica que sea adaptativa puede permitir a una especie sobrevivir a un amplio rango de condiciones ambientales, ya que la probabilidad de obtener fenotipos adecuados a las nuevas condiciones es mayor. Numerosos estudios han demostrado la capacidad de las plantas mediterráneas para ajustar su morfología, fisiología, fenología y reproducción en respuesta a la variación de temperatura y la disponibilidad de agua (Capítulo 32). Así, la plasticidad fenotípica puede amortiguar en parte los cambios ambientales a lo largo del ciclo de vida de un organismo, aumentando su tolerancia al estrés y favoreciendo la persistencia de las especies en los nuevos escenarios climáticos. La plasticidad fenotípica puede suponer un mecanismo de gran relevancia en especies longevas, como los árboles, en los que los procesos evolutivos están limitados o ralentizados debido a su largo ciclo vital. Sin embargo, la variabilidad climática puede limitar la expresión de la plasticidad fenotípica, que varía tanto entre poblaciones y especies, como entre rasgos y factores ambientales a los que responden las especies (Capítulo 32).

Aparte del componente genético, la variación epigenética contribuye a la plasticidad fenotípica y al potencial adaptativo de los individuos y poblaciones (Capítulo 30). La epigenética hace referencia el estudio de cambios heredables en la función génica que se producen sin un cambio en la secuencia del ADN y que son potencialmente reversibles. Varios estudios sugieren que los mecanismos epigenéticos pueden desempeñar un papel fundamental en la aclimatación de las plantas mediterráneas a los nuevos escenarios de cambio climático (Capítulos 30 y 32).

3.3.5.2. Mecanismos de compensación demográfica

Los mecanismos de compensación demográfica que disminuyen la mortalidad, aumentan la supervivencia y maximizan la regeneración ante eventos climáticos extremos favorecen la estabilidad de las comunidades vegetales.

Los mecanismos de compensación demográfica suponen un elemento más dentro de la capacidad de adaptación de poblaciones y comunidades vegetales, y pueden disminuir su vulnerabilidad frente a eventos climáticos extremos. Las sequías extremas y las olas de calor, cuya frecuencia e intensidad se espera que aumenten en las próximas décadas, pueden

provocar fenómenos de decaimiento y mortalidad en la vegetación, lo que puede alterar la composición y estructura de la comunidad. Sin embargo, existen mecanismos de compensación demográfica que pueden estabilizar las poblaciones vegetales y dotarlas de resiliencia ante estos eventos (Capítulo 31). Se trataría de aquellos que minimizan la mortalidad (condiciones microclimáticas, tolerancia fisiológica, plasticidad y variabilidad fenotípica), aumentan el crecimiento de los supervivientes o maximizan la regeneración (mejores condiciones ambientales, disminución de la competencia y de las interacciones antagonistas, aumento de la facilitación y de las interacciones mutualistas; Tabla 3). Sin embargo, esta resiliencia no es ilimitada, y la propia tendencia climática a una mayor aridez, la recurrencia de los eventos climáticos extremos, y la interacción con otros factores, como plagas e incendios, puede conducir a traspasar los límites de tolerancia de las especies y provocar cambios rápidos en los ecosistemas (Capítulo 31).

Tabla 3.

	Cambios abióticos	Respuestas poblacionales	Interacciones en la comunidad
Disminución de la mortalidad	Calidad de estación	Tolerancia al estrés Plasticidad fenotípica Variabilidad fenotípica	Facilitación
Compensación de la mortalidad aumentando la supervivencia futura	Efecto positivo del nuevo clima sobre el crecimiento y la supervivencia	Disminución de la competencia	Disminución de antagonismos
Compensación de la mortalidad aumentando el reclutamiento	Efecto positivo del nuevo clima en el reclutamiento	Relajación de la competencia en el reclutamiento	Favorecimiento de los mutualismos Fortalecimiento de redes de interacciones

Tabla 3. Mecanismos de estabilización frente a eventos climáticos extremos. Estos mecanismos actuarían disminuyendo la mortalidad asociada a los eventos extremos, o compensándola posteriormente favoreciendo el crecimiento de los supervivientes o el reclutamiento de nuevos individuos. Pueden deberse a cambios en las condiciones abióticas, a respuestas poblacionales o a interacciones a escala de comunidad (adaptado de Lloret et al. 2012).

3.3.5.3. Migración

- Se esperan migraciones de las especies hacia latitudes más septentrionales y cotas altitudinales superiores, buscando temperaturas más frescas y ambientes más húmedos.
- También pueden ocurrir desplazamientos hacia micrositios con condiciones ambientales más favorables, como las vaguadas y las exposiciones de umbría.

La migración de las especies es otro proceso que forma parte de su capacidad de adaptación frente al cambio climático. Así, se esperan migraciones hacia latitudes más septentrionales y cotas altitudinales superiores con el cambio climático, buscando temperaturas más frescas y ambientes más húmedos (Parmesan & Yohe 2003). En España ya se han observado migraciones altitudinales (p. ej. del haya; Peñuelas et al. 2007) y latitudinales (p. ej. en varias especies de reptiles; Capítulo 8). Sin embargo, la migración no tiene por qué suponer cambios en la distribución global de la especies, ya que estas pueden migrar, a escala de paisaje, hacia micrositios con condiciones ambientales más favorables, como pueden ser las vaguadas o las exposiciones de umbría, de temperaturas más frescas y mayor humedad. Así mismo, algunas especies de artrópodos forestales podrían colonizar el medio hipogeo ante una posible desaparición de la cubierta arbórea en determinadas zonas de su área de distribución (Capítulo 11). Debido a la rapidez del cambio climático, las especies cuentan con poco margen temporal para los cambios evolutivos. Por el contrario, la migración es una respuesta más probable para muchas especies (Capítulo 8).

3.3.6. Ecosistemas, especies y poblaciones más vulnerables

- Los ecosistemas de montaña son especialmente vulnerables al cambio climático debido a sus características de 'islas ecológicas'. Las poblaciones situadas en las cotas altitudinales superiores se encuentran entre las más vulnerables, ya que las condiciones climáticas propias de estas zonas dejaran de existir.
- Las poblaciones situadas en los límites meridionales de distribución y las cotas altitudinales inferiores pueden presentar una alta vulnerabilidad debido a su alta exposición.
- Los anfibios y los reptiles son especialmente vulnerables debido a su limitada capacidad de dispersión, su vulnerabilidad a enfermedades emergentes y su gran dependencia de la temperatura.
- Las especies con un ciclo vital largo en función de su potencial reproductivo pueden tener menos margen para responder al cambio climático con procesos evolutivos.
- Las poblaciones relictas son especialmente vulnerables al cambio climático debido a su pequeño tamaño poblacional y su aislamiento. Además, con frecuencia se desconoce su existencia.

A la hora de diseñar estrategias y medidas de adaptación al cambio climático es fundamental identificar aquellos ecosistemas, especies y poblaciones más vulnerables. Los ecosistemas de montaña se encuentran entre los más vulnerables debido a sus características de 'islas ecológicas'. Así, las especies cacuminales se encuentran entre las más amenazadas, ya que las condiciones climáticas propias de las cotas altitudinales superiores pueden desaparecer como consecuencia del cambio climático. Por otro lado, las migraciones altitudinales cercanas a las cumbres de las montañas pueden suponer una reducción del área potencial de distribución para muchas especies o conducir a la hibridación de especies endémicas con las recién llegadas, lo que ha sido denominado por Gómez et al. (2015) como la "extinción silenciosa". Sin embargo, las zonas de montaña ofrecen una oportunidad de migración para muchas especies, ya que actúan como corredores altitudinales en paisajes fragmentados a cotas bajas (muy frecuentes en la península ibérica), en los que la migración latitudinal a larga distancia puede verse dificultada (Jump et al. 2009). Por lo tanto, la conservación de las zonas de montaña, tanto por su vulnerabilidad como por su efecto 'refugio', es clave a la hora de diseñar estrategias de adaptación al cambio climático.

Las zonas de transición entre el clima eurosiberiano y el mediterráneo pueden resultar también muy vulnerables al cambio climático debido al futuro incremento de la aridez, que puede suponer una 'mediterranización' de las mismas. A pesar de que tienen más posibilidades de migrar a zonas más favorables climáticamente, las poblaciones situadas en altitudes bajas y latitudes meridionales pueden presentar una gran vulnerabilidad debido a su alta exposición al cambio climático. Así, se han observado impactos en muchas poblaciones de especies arbóreas situadas en las cotas altitudinales inferiores y en los límites meridionales de distribución (Capítulos 13, 18, 19 y 21). Sin embargo, las comunidades vegetales mediterráneas presentan una alta resiliencia a perturbaciones, lo que puede contribuir a disminuir su vulnerabilidad (Del Cacho & Lloret 2012, Herrero & Zamora 2014).

Los anfibios y reptiles, muy afectados negativamente por la destrucción de su hábitat, pueden resultar especialmente vulnerables al cambio climático debido a su limitada capacidad de dispersión, su vulnerabilidad a enfermedades emergentes, y su gran dependencia de la temperatura ambiente (Capítulos 7 y 8). Algunas poblaciones singulares de especies de aves paseriformes, como las poblaciones sedentarias de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*), pueden resultar especialmente amenazadas debido a su reducida área de distribución y a la competencia con las poblaciones migradoras de áreas adyacentes (Capítulo 10).

Respecto a las especies vegetales, el largo ciclo vital de las especies arbóreas puede limitar su respuesta al cambio climático, ya que el margen temporal para que tengan lugar procesos evolutivos de adaptación es más pequeño que en otras especies con ciclos más cortos, aunque esto podría verse compensado por su alto potencial reproductivo (Aitken et al. 2008).

Por último, cabe destacar el caso de las poblaciones relictas de larga duración, definidas como aquellas poblaciones de una especie que han persistido durante largo tiempo en enclaves aislados con un clima adecuado (Capítulo 3). Así, las poblaciones relictas suelen encontrarse en los límites de distribución de las especies, lejos de su óptimo ambiental, y suelen presentar una alta diferenciación genética. Estas poblaciones son de gran importancia para la conservación de la diversidad genética y el potencial evolutivo de las especies, clave en el contexto actual de cambio climático. Los relictos pueden ser altamente vulnerables al cambio climático debido a su pequeño tamaño poblacional y su aislamiento (Capítulo 3). Además, en muchas ocasiones se desconoce la existencia de estas poblaciones.

3.4. Acciones futuras frente al cambio climático

- Aumentar el espectro de organismos y sistemas estudiados.
- Fomentar y apoyar las redes de seguimiento a largo plazo.
- Coordinación e integración de la información ambiental ya existente.
- Potenciación de la modelización y la prospectiva.
- Gestión adaptativa para la adaptación.

El presente informe no es una recopilación exhaustiva de casos de impactos y vulnerabilidades de los bosques y la biodiversidad en España, sino que recoge algunos de los casos documentados en la literatura científica. La selección de una especie o biotopo puede estar sometida a varios sesgos, como su valor cultural o económico, o el interés mediático que suscitan. Por lo tanto, es importante abarcar un espectro mayor de especies y hábitats.

Los ecosistemas operan a unas escalas temporales mucho mayores que una generación humana por lo que los estudios ecológicos requieren necesariamente de redes de observación a largo plazo, más allá del periodo de duración de un proyecto de investigación medio o de una legislatura (Likens 1989). España ha sido poco eficiente a la hora de mantener de forma sostenida en el tiempo dichas redes de observación, lo que limita en gran medida la capacidad de comprender los efectos de los cambios ambientales y de llevar a cabo predicciones. En la actualidad dichos esfuerzos son dispares entre autonomías y urge diseñar y consolidar proyectos de seguimiento ambiental a largo plazo como la Red de Investigación Ecológica a Largo-Plazo (LTER, www.lter-spain.net/).

Existen numerosas bases de datos sufragadas con fondos públicos que describen en el espacio y en el tiempo la respuesta de los ecosistemas forestales, y en menor medida la biodiversidad, a variables ambientales. Estas bases de datos son un legado insustituible para las generaciones venideras y debe asegurarse la financiación de aquellas en marcha y su organización y custodia, con el fin de que no existan periodos en blanco o incluso su abandono con la pérdida de inversión que ello supone. Así, existen casos como el Inventario Forestal Nacional que ha sido fundamental a la hora de conocer el estado de nuestras masas forestales y de calibrar modelos de dinámica forestal. Sin embargo, existen numerosas bases de datos obtenidas por administraciones públicas infrautilizadas por diferentes razones. Urge un portal para que toda la información obtenida con financiación pública -incluida la resultante de las investigaciones- esté integrada, armonizada y disponible para futuros análisis. Esta iniciativa debería de contar con recursos propios, diferentes de los actores implicados en la generación de información, ya que integrar y armonizar todos los datos disponibles puede resultar costoso. De esta manera no se limitaría la capacidad de generar nueva información por parte de gestores e investigadores, que a menudo cuentan con escasos recursos. Además, se deberían promover formatos de 'non-propietary software' para estas bases de datos, con el objetivo de facilitar su uso. Este esfuerzo debe incluir a la comunidad científica, cuyos datos deben de estar disponibles tanto para científicos como para técnicos y gestores de la administración pública y organismos privados.

Los ecosistemas son complejos y sólo pueden comprenderse mediante enfoques integrados de observación, experimentación y modelización. Por un lado, las observaciones son cruciales para registrar fenómenos, definir tendencias y para parametrizar y comprobar modelos. Por otro lado, los experimentos son fundamentales para comprobar hipótesis concretas y supuestos en la construcción de modelos. Finalmente, los modelos son necesarios para identificar los procesos clave. Los modelos, al ser simplificaciones de la realidad, permiten no solo identificar los procesos clave, si no detectar umbrales de transición probables, algo esencial en el estudio de vulnerabilidades y en el análisis de procesos como la desertificación y el decaimiento forestal. Los modelos permiten extrapolar dichos procesos a diversas escalas espaciales y temporales, y son la base para la prospectiva y la construcción de escenarios futuros, los cuales deben integrar además procesos sociales y económicos.

En el caso de los gestores, la gestión adaptativa (definida como un proceso iterativo de planificación, implementación y modificación de las estrategias de gestión en un contexto de incertidumbre y cambio constante) es la mejor garantía de responder con éxito a los retos del cambio climático. Las demandas de la sociedad han cambiado sustancialmente durante las últimas décadas y lo seguirán haciendo en un contexto de cambio constante. Los gestores deben adaptarse a estas nuevas demandas como son la producción de biomasa, la conservación de la biodiversidad, la adaptación al cambio climático y la mitigación del mismo. Dichas demandas se yuxtaponen a la gestión multifuncional clásica conformando un escenario de alta exigencia para un sector con poco apoyo.

En el actual contexto de cambio climático, la gestión forestal y de la biodiversidad debe considerar explícitamente los escenarios de cambio climático. Es decir, se debe gestionar pensando que el producto de la gestión tendrá que afrontar condiciones climáticas diferentes a las actuales. Por ejemplo, los gestores forestales deberán de gestionar los bosques actuales teniendo en cuenta que la producción forestal cambiará en las próximas décadas.

Dentro de esta gestión adaptativa, la colaboración entre gestores e investigadores y otros agentes es prioritaria. Por un lado, la experiencia de los gestores hace que planteen preguntas e hipótesis claves en las escalas espaciales y temporales más relevantes para la gestión de los ecosistemas. Los gestores llevan a cabo actuaciones sobre los sistemas en función de unas expectativas. Por otro lado, los investigadores disponen de metodologías que permiten cuantificar y comparar los procesos y desarrollar teorías para comprender y predecir su comportamiento en respuesta a nuevas condiciones. La gestión adaptativa permite a los gestores evaluar las consecuencias de sus decisiones y a los investigadores replantearse sus modelos. Urge la creación de espacios de interacción entre gestores e investigadores de forma que fomenten la sinergia entre ambos colectivos.

4. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO

4.1. Introducción

- La adaptación al cambio climático (ACC) se define como la intervención humana que busca facilitar el ajuste de los sistemas naturales o humanos al clima real o proyectado y sus efectos.
- La ACC busca promover la resistencia y la resiliencia (definida como la capacidad de recuperar la función y estructura previas a una perturbación) de los ecosistemas frente al cambio climático.
- Es conveniente planificar e implementar las medidas de ACC dentro de un marco de gestión adaptativa, permitiendo así la modificación de las estrategias de gestión en un contexto de incertidumbre y cambio constante.
- Las medidas de ACC deben enmarcarse en un contexto de gestión sostenible, ya que el objetivo final de la adaptación es asegurar la preservación de los procesos y servicios de los ecosistemas.
- Una gestión anticipadora puede ayudar a preservar los servicios ecosistémicos en las nuevas condiciones climáticas y a aprovechar sus posibles ventajas.
- A diferencia de la ACC, que busca paliar los efectos del cambio climático, la mitigación va dirigida a frenar el proceso del cambio climático en sí, a través de la disminución de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmosfera.

Los ecosistemas responden a la variabilidad climática natural y al cambio climático inducido por el ser humano de maneras que pueden resultar tanto adversas como beneficiosas para la sociedad. La **adaptación al cambio climático (ACC)** hace referencia al proceso de ajuste de los sistemas a los efectos tanto del clima real como a los posibles efectos de las proyecciones climáticas. En los sistemas artificiales en los que el control está mayoritariamente ejercido por el ser humano (p.ej. infraestructuras), la adaptación trata de moderar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas para la sociedad. En los sistemas naturales (en los que parte del control se debe a procesos físicos y biológicos), la intervención humana pretende facilitar el ajuste a las nuevas condiciones ambientales (IPCC 2014). Otros dos conceptos frecuentemente ligados a la adaptación son la *resistencia* y la *resiliencia.* La resistencia se define como la fuerza ejercida por un sistema (p.ej. individuo, población, ecosistema, etc.) en sentido opuesto al cambio provocado por una perturbación o cambio exógeno (p. ej. un incendio o una sequía extrema; MacGillivray et al. 1995). En cambio, la resiliencia se puede definir como la capacidad de recuperar la estructura y función previas a una perturbación (Holling 1996). La ACC busca promover la resistencia e incrementar la resiliencia de los sistemas frente al cambio climático.

A pesar de que la ACC pretende facilitar el ajuste al clima proyectado y a sus efectos en los ecosistemas mediante la intervención humana (IPCC 2014), existen ajustes de origen biológico o físico, como por ejemplo migraciones hacia hábitats climáticamente más favorables o cambios en las frecuencias génicas de atributos que permitan la persistencia en climas más cálidos. En concreto, la *adaptación evolutiva* se refiere a cambios en las características funcionales de una población como consecuencia de la selección natural sobre rasgos heredables (IPCC 2014). Por lo tanto, la adaptación evolutiva, que opera a nivel de individuo, forma parte del conjunto de procesos que a diferentes escalas y niveles funcionales pueden incidir sobre la ACC. De este modo, la adaptación evolutiva, pero también otros procesos que operan desde el individuo al ecosistema, pueden permitir la resistencia y resiliencia de los ecosistemas frente a una perturbación o un cambio ambiental (Dawson et al. 2011); por ejemplo la aclimatación mediante plasticidad fenotípica (Capítulo 32), la capacidad de dispersión y colonización de nuevos hábitats (Parmesan & Yohe 2003, Peñuelas et al. 2007), mecanismos de compensación demográfica (Capítulo 31) o cambios sucesionales con reemplazamiento de especies (Allen & Breshears 1998, Capítulo 15), entre otros.

En este informe se asocia el término ACC únicamente con procesos de intervención o gobernanza humana destinada a facilitar el ajuste de los ecosistemas y sus componentes al cambio del clima observado y proyectado. Así, se analizan estrategias y técnicas dirigidas a reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres frente al cambio climático, con el objetivo de salvaguardar sus procesos y los servicios que proveen tanto a corto como a medio-largo plazo.

Un concepto que a menudo se confunde con el de ACC es el de gestión adaptativa. La gestión adaptativa se define como un proceso iterativo de planificación, implementación y modificación de las estrategias de gestión en un contexto de incertidumbre y cambio constante (IPCC 2014). Aunque son conceptos independientes, las medidas de ACC deben planificarse e implementarse dentro de un contexto de gestión adaptativa debido a la incertidumbre y al cambio constante que supone el actual escenario de cambio climático. Otro concepto de relevancia, es el de gestión sostenible que implica una gestión económicamente viable, socialmente beneficiosa y ambientalmente coherente, gestionando los ecosistemas de manera que se preserven su estructura y los servicios que proveen a largo plazo. Por último, el actual contexto de cambio climático obliga a diseñar medidas de adaptación teniendo en cuenta los escenarios climáticos futuros. Es decir, es necesario gestionar teniendo en cuenta que algunos objetivos de la gestión se tendrán que abordar en condiciones diferentes a las actuales. La aplicación de medidas de ACC de forma anticipada es clave para preservar los servicios de los ecosistemas en las nuevas condiciones climáticas y aprovechar las posibles ventajas de las nuevas condiciones, por ejemplo un alargamiento del periodo vegetativo (Peñuelas et al. 2002) o el efecto fertilizador del incremento de

la concentración CO_2 atmosférico (Capítulo 27). Por tanto, lo deseable es que la adaptación al cambio climático se enmarque dentro de una gestión sostenible, adaptativa y anticipadora, ya que el objetivo final de la adaptación es asegurar la preservación a largo plazo de los procesos naturales y de los servicios ecosistémicos.

Otro concepto que aparece junto al de adaptación de forma indisociable es el de la mitigación. Ambos conceptos son complementarios y siempre que sea posible deben considerarse conjuntamente en las estrategias de lucha contra el cambio climático (ver Capítulo 54). La mitigación va dirigida a frenar el proceso del cambio climático en sí, a través de la disminución de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Para ello puede, o bien promover la reducción de las emisiones, o bien fomentar la retirada de los gases ya emitidos (p. ej. mediante su captación en los bosques). El presente informe se centra en estrategias y medidas de adaptación con independencia de su vinculación con estrategias de mitigación.

4.2. Instrumentos para la adaptación en España

4.2.1. Contexto e instrumentos legales y administrativos

- El Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) y el proceso de negociación de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático establecen la adaptación como uno de los principales pilares a la hora de gestionar la respuesta al cambio climático.

- La *Estrategia Europea de Adaptación* es el referente en la política europea de adaptación, y se centra en la promoción de acciones de adaptación en los Estados Miembros de la Unión Europea, el refuerzo del conocimiento y la integración de la adaptación en las políticas comunitarias.

- El *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático* (PNACC), mediante sus Programas de Trabajo, desarrolla la política de adaptación en España. El PNACC se estructura en cuatro ejes: evaluación sectorial de impactos, vulnerabilidad y adaptación, integración de la adaptación en la normativa sectorial, movilización de actores clave, y establecimiento de un sistema de indicadores de impactos y adaptación. La potenciación de la investigación, y el refuerzo de la coordinación entre administraciones suponen, además, los dos pilares básicos del PNACC.

- El *Plan Estratégico del Patrimonio Natural* y la *Biodiversidad y el Plan Forestal Español* son instrumentos clave para la integración de la adaptación en las normativas sectoriales de biodiversidad y bosques. El actual marco normativo en el ámbito de la biodiversidad prevé suficientes instrumentos aplicables a la planificación y aplicación de las medidas de adaptación.

- AdapteCCa (www.adaptecca.es) es la plataforma de intercambio y consulta de información sobre ACC desarrollada en el marco del PNACC, que tiene como objetivo facilitar el intercambio y la consulta de información y promover la comunicación y el trabajo conjunto entre los principales agentes implicados en la adaptación en España.

Durante los últimos años, la ACC ha adquirido mayor relevancia a nivel mundial. Tanto el Quinto Informe de Evaluación (AR5) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC 2014) como el proceso de negociación de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), establecen la adaptación como uno de los principales pilares a la hora de gestionar la respuesta al cambio climático. Según la CMNUCC, se deben de hacer todos los esfuerzos posibles para adoptar estrategias de ACC nacionales, regionales o locales, considerando siempre la variabilidad a la escala apropiada. No obstante, estas estrategias pueden verse respaldadas y reforzadas por estrategias integradas y coordinadas a nivel supranacional, especialmente cuando los impactos transciendan las fronteras de los Estados.

La *Estrategia Europea de Adaptación*, aprobada en el año 2013 por la Unión Europea, es el referente actual en la política europea de adaptación, cuyos tres objetivos básicos son: i) la promoción de acciones de adaptación en los Estados Miembros, ii) el refuerzo del conocimiento y iii) la integración de la adaptación en las políticas comunitarias europeas. Para facilitar la toma de decisiones de los agentes implicados en la adaptación al cambio climático se fomenta el incremento de programas de investigación, la recopilación e intercambio de información en materia de adaptación (p. ej. a través de la plataforma europea Climate-Adapt para la transferencia de conocimientos), y la promoción de la adaptación en sectores vulnerables (Figura 9; Capítulo 37).

En cuanto a las estrategias de adaptación nacionales, España ha sido uno de los primeros países europeos en desarrollar una política de adaptación. En 2006 se aprobó el *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático* (PNACC) y su *Primer Programa de Trabajo* (1PT) que abordó la generación de escenarios regionalizados de cambio climático en España y la evaluación de los efectos del cambio climático en la biodiversidad, las zonas costeras y los recursos hídricos de España. El S*egundo Programa de Trabajo* (2PT) del PNACC, aprobado en 2010, se estructuró en torno a cuatro ejes: i) evaluación sectorial de impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático, ii) integración de la adaptación en la normativa sectorial, iii) movilización de actores clave, y iv) establecimiento de un sistema de indicadores de impactos y adaptación. Además, el 2PT identificó dos pilares básicos: la potenciación de la investigación, y el refuerzo de la coordinación entre la Administración General del Estado (AGE) y las Comunidades Autónomas (CCAA; Figura 10).

Figura 9.

Figura 9. Objetivos y acciones de la Estrategia Europea de Adaptación. Fuente: Tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC 2014).

El *Tercer Programa de Trabajo* (3PT; PNACC 2014) mantiene la estructura establecida en el 2PT, con sus cuatro ejes y dos pilares, y proporciona la necesaria continuidad al PNACC en su conjunto (Figura 10). Esta estructura da soporte al llamado "ciclo de la adaptación", proceso continuo, con múltiples elementos (ejes y pilares) e interactivo dónde sus distintos elementos trabajan y producen resultados que se combinan para modelar el proceso de la adaptación. El ciclo comienza con la generación y análisis de datos, información y conocimiento, el cual se transfiere, mediante procesos de participación y movilización de actores, a los responsables de la planificación y gestión de cada sector. El ciclo continúa cuando las respuestas a las necesidades de adaptación son integradas en las normas e instrumentos que regulan cada sector o en instrumentos de planificación transversal. El sistema de indicadores de impactos, vulnerabilidad y adaptación proporciona el elemento necesario para el seguimiento. Cabe destacar que los sectores considerados por el PNACC han aumentado de tres en el 1PT hasta trece en el 3PT: biodiversidad, bosques, recursos hídricos, suelos y desertificación, agricultura y pesca (incluyendo la acuicultura), turismo, salud, finanzas y seguros, energía, transporte, urbanismo y construcción, industria, y caza y pesca continental. La planificación transversal de las medidas de adaptación en estos sectores resulta necesaria para mantener una estrategia de adaptación coherente y eficaz.

Figura 10.

Figura 10. Estructura del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC), con sus 4 ejes y 2 pilares. Fuente: Tercer Programa de Trabajo del PNACC (PNACC 2014).

Respecto a la integración de la adaptación en las normativas sectoriales de biodiversidad y bosques, destacan el *Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad* (2011-2017; PEPNB 2011) y el *Plan Forestal Español* (PFE 2002). El PEPNB considera específicamente la incertidumbre creada por la dinámica del cambio climático en la evolución y tendencia de la biodiversidad, por lo que adopta como principios básicos la adaptación y la flexibilidad. Así, el plan aboga por la utilización de modelos de planificación y gestión adaptativos y flexibles que permitan tanto la anticipación a los problemas como las respuestas adecuadas a retos emergentes. Las metas y objetivos específicos del plan consideran los impactos del cambio climático sobre la biodiversidad y su vulnerabilidad, y buscan la coherencia y sinergia entre las medidas de adaptación y las de conservación de la biodiversidad (PEPNB 2011). En este contexto, la protección legal de poblaciones, especies, comunidades y ecosistemas debe suponer un marco indispensable para la adaptación; por ejemplo, la inclusión de especies, subespecies y poblaciones en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* puede facilitar la aplicación de medidas destinadas a disminuir su vulnerabilidad al cambio climático (Capítulo 38). Esta interacción entre conservación y adaptación opera en ambas direcciones, ya que la información sobre la vulnerabilidad de las especies debe tenerse en cuenta para evaluar su posible inclusión en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y/o *en el Catálogo Español de Especies Amenazadas*, tal y como se ha hecho recientemente con las especies de vertebrados. Para ello se utilizó la *Evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española* realizada en 2011 para la fauna de vertebrados (Araújo et al. 2011). El estudio ha demostrado la necesidad de interpretar el Listado y el Catálogo de forma dinámica, incluyendo y excluyendo taxa según aconseje la información científica disponible. Es necesario contar con información actualizada y unificada acerca de la vulnerabilidad y estado de conservación de las especies y, en todo caso, disponer los medios para garantizar la aplicación de las consecuencias legales de la catalogación (es decir, la elaboración y aplicación de los planes y las medidas de conservación más adecuadas).

En el caso de los bosques, el marco general que regula la planificación forestal es el PFE, que contempla como uno de sus objetivos la mejora de la adaptación de las masas forestales españolas a las nuevas condiciones climáticas. La Ley básica de Montes (Ley 43/2003 modificada a través de la 10/2006), y su revisión ya en marcha, reconocen también la necesidad de aplicar medidas de adaptación, con el objetivo de fomentar la resiliencia o resistencia de los ecosistemas forestales al cambio climático. Igualmente la *Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de los Recursos Genéticos Forestales* (MIMAM 2006) tiene una especial relevancia en la conservación de poblaciones forestales amenazadas por el cambio climático.

- Los *Planes de Ordenación de los Recursos Naturales* y los *Planes de Ordenación de los Recursos Forestales* son instrumentos clave para la planificación territorial y la gestión forestal sostenible, que deben tener en cuenta el diseño de prácticas de ACC.

- La ordenación forestal tiene una gran potencialidad para la implementación de medidas de ACC, ya que es el instrumento mediante el cual, a través de proyectos de ordenación de montes, planes dasocráticos, planes técnicos o figuras equivalentes, se gestionan los bosques españoles a escalas espaciales ejecutivas y de forma continuada en el tiempo.

- La custodia del territorio puede servir como un instrumento para fomentar el papel de los agentes privados en la implementación de medidas de adaptación.

- La certificación forestal favorece la implementación de medidas específicas de ACC en los bosques españoles.

- La gestión adaptativa fundamentada en la colaboración entre científicos y gestores, basada en un dialogo continuo y constante entre ambos colectivos, es otro instrumento fundamental para la adaptación. El desarrollo de proyectos de adaptación en espacios protegidos o en montes catalogados de utilidad pública supone una buena opción para esta colaboración, ya que muchos de ellos disponen de equipos de gestores y medios económicos propios.

- La selvicultura es una herramienta fundamental para favorecer el ajuste de los ecosistemas forestales frente a los cambios climáticos. La transferencia de conocimientos desde la ecología a la selvicultura es necesaria para el desarrollo de estrategias de adaptación y actuaciones selvícolas que promuevan la resistencia y resiliencia de diversos aspectos de los sistemas forestales. Y también es deseable el flujo en sentido contrario, porque las experiencias forestales prácticas y la reacción de los ecosistemas a ellas son una base fundamental para la progresión de la ciencia ecológica.

- La restauración ecológica puede suponer un importante instrumento para la adaptación, siempre y cuando considere los futuros escenarios climáticos y la incertidumbre asociada. La predicción del aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos en el contexto de cambio climático, exigirá el uso de la restauración ecológica para la recuperación de procesos y servicios ecosistémicos.

- El traslado de material de reproducción, juveniles o individuos adultos dentro, al margen y fuera de la distribución geográfica de las especies con el objetivo de anticiparse a los futuros cambios climáticos, denominada como Migración Asistida (MA), es otro instrumento potencial de adaptación. La investigación sobre adaptación local mediante ensayos de procedencia y análisis genéticos puede resultar de gran ayuda a la hora de aplicar la MA.

Es necesario destacar que la integración de la adaptación en las normativas sectoriales necesita de la adecuada coordinación entre las diferentes escalas de la administración pública, en particular CCAA, diputaciones, ayuntamientos y la AGE, siempre desde el respeto a las competencias de cada nivel de la administración. Las CCAA han desarrollado y mantienen marcos estratégicos y planes propios en materia de adaptación.

La Plataforma de intercambio y consulta de información sobre adaptación al cambio climático, AdapteCCa (www.adaptecca.es), desarrollada en el marco del PNACC, tiene como objetivo facilitar el intercambio y la consulta de información y promover la comunicación y el trabajo conjunto entre los principales agentes implicados en la adaptación. Proporciona una herramienta de gran valor para conocer los distintos marcos y acciones que se desarrollan a nivel autonómico. Además, el *Grupo de Trabajo sobre Impactos y Adaptación*, creado en 2007, reúne regularmente a técnicos y responsables de la AGE y las CCAA en materia de adaptación para coordinar el desarrollo de los marcos estratégicos y acciones de adaptación que se llevan a cabo en ambos niveles (PNACC 2014). En el ámbito municipal existen también áreas de competencias relacionadas con el cambio climático, cuyas normativas pueden integrar medidas de adaptación al cambio climático, tal y como reconoce el 3PT del PNACC (PNACC 2014).

4.2.2. Instrumentos de planificación y ejecución

El *Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad* (PEPNB 2011) concede un papel clave a los *Planes de Ordenación de los Recursos Naturales* (PORN) y a los *Planes de Ordenación de los Recursos Forestales* (PORF) como figuras de planificación territorial y herramientas de gestión forestal sostenible, que tienen en cuenta el diseño de prácticas de ACC. La Ley 43/2003 de montes, de 21 de noviembre, modificada por la Ley 10/2006 y el PNACC, aprobado en 2006, dan igualmente cobertura a la aplicación de los planes mencionados. Así mismo, los Planes Rectores de Uso y Gestión, que son el instrumento de planificación de los parques naturales y nacionales, son planes adecuados para contener medidas de ACC debido a su operatividad. La **ordenación de montes** u **ordenación** forestal es la planificación de las actuaciones a desarrollar sobre un monte, durante un plazo variable, para alcanzar los objetivos de su propietario y satisfacer, simultáneamente, las demandas de la sociedad. La ordenación forestal debe incidir sobre todos los elementos del sistema monte, tanto sobre sus valores vivos de fauna y de flora como sobre las infraestructuras que permiten su conservación y aprovechamiento. Se trata por tanto de una actividad multidimensional, que combina aspectos ecológicos, económicos y sociales, todos ellos de una gran complejidad; y al mismo tiempo se desarrolla con distintos niveles de vigencia: estratégicos, tácticos y ejecutivos (Oliet et al. 2005). Por lo tanto, la ordenación supone un puente natural entre las demandas sociales que se expresan en la planificación estratégica y las actuaciones a escala de rodal que deben considerar los aspectos concretos de la zona y sus limitaciones logísticas. La ordenación forestal tiene una gran potencialidad para la implementación de medidas de adaptación, ya que es el instrumento mediante el cual, a través de proyectos de ordenación de montes, planes dasocráticos, planes técnicos o figuras equivalentes, se gestionan los bosques españoles (sobre todo los de titularidad pública). Los criterios para las ordenaciones de estos montes, sin embargo, han de ser revisados, incorporando criterios de ACC y mejora de la diversidad y funcionalidad de los ecosistemas forestales.

La aplicación de regímenes de actuación de pequeña intensidad y alta frecuencia que generen perturbaciones de pequeña intensidad en los bosques (Capítulos 50 y 51) ofrece una gran flexibilidad y facilidad de aplicación a pequeña escala, y favorece una mayor heterogeneidad estructural que en el caso de métodos clásicos en los que un estricto control de la evolución espacio-temporal del bosque es prácticamente inviable. Es conveniente considerar que los aprovechamientos de pequeña intensidad pueden ser menos rentables económicamente y producir más daños en la masa en pie, sin embargo ayudan a mantener el ambiente nemoral del bosque además de promover una gran heterogeneidad estructural (ver Capítulos 50, 51 y 52). Una mayor heterogeneidad estructural puede promover la resistencia e incrementar la resiliencia del ecosistema frente a eventos climáticos extremos e incendios forestales, y en general frente a diversos agentes que pueden afectar negativamente a los diferentes servicios ecosistémicos. Las actuales herramientas de información geográfica y de evaluación de recursos facilitan la toma de datos y la gestión espacial a escalas de detalle. Esto permite esquemas de planificación y gestión por rodales, en los que cada actuación se practica en el tiempo y la forma que demande cada rodal (González-Molina et al. 2006). Para acometer actuaciones relevantes a media y gran escala, la forma más efectiva de lograrlo es coordinando muchas acciones de detalle, que preferiblemente no deben depender en exclusiva de presupuestos públicos, sobre todo para garantizar su sostenibilidad en el tiempo y una cobertura espacial adecuada. El actual contexto de elevada demanda de energía, y en concreto de las políticas europeas de incentivos al uso de la biomasa, pueden suponer un acicate para una gestión anticipadora, que integre objetivos ecológicos, sociales y económicos.

La **custodia del territorio** se define como un conjunto de estrategias y técnicas que tienen el objetivo de favorecer y hacer posible la responsabilidad de los propietarios y usuarios del territorio en la conservación de sus valores naturales, culturales y paisajísticos, así como en el uso adecuado de sus recursos (Barreira et al. 2010). En el contexto de cambio climático, la custodia del territorio puede servir como instrumento para fomentar el papel de los agentes privados en la implementación de medidas de ACC. Esto resulta de vital importancia ya que amplias extensiones con importantes valores naturales son de propiedad privada (p.ej. en los parques naturales la titularidad privada se aproxima al 60 % de la superficie).

La certificación forestal de la *Forest Stewardship Council* (FSC) y del *Programme for the Endorsement of Forest Certification* (PEFC) sobre la gestión y productos forestales puede favorecer la implementación de medidas de ACC en los bosques españoles. El consumo de productos certificados garantiza a los consumidores que estos productos proceden de unos bosques gestionados de manera responsable. Recientemente, la FSC ha incluido medidas de ACC en sus protocolos de certificación forestal, lo que promueve la adaptación de los bosques certificados. La superficie certificada en España

ha ido incrementándose progresivamente en los últimos años (en particular la certificación PEFC y FSC), y ha aumentado así la potencialidad de este instrumento como motor para la implementación de medidas de ACC en los bosques españoles (Capítulo 42).

La gestión adaptativa fundamentada en la transferencia de I+D de los científicos hacia los gestores es otro instrumento fundamental para la ACC y el uso sostenible de la biodiversidad. La gestión adaptativa contempla un flujo de la información y del conocimiento entre técnicos e investigadores en ambos sentidos y de forma iterativa con el fin de reducir la incertidumbre en la toma de decisiones. Esta colaboración debe de desarrollarse dentro de un marco flexible, basado en un diálogo continuo y constante entre científicos y gestores. Esta colaboración debe de ser bidireccional, con los gestores involucrados en las evaluaciones de impacto y vulnerabilidad, y los científicos recogiendo información de los resultados de la gestión y transfiriendo el conocimiento obtenido en investigación para el diseño de medidas de ACC. Es necesario crear contextos administrativos con apoyo financiero explícito que fomenten la colaboración entre estos dos colectivos, por ejemplo mediante nuevos programas de investigación donde puedan confluir investigadores, gestores y técnicos de empresas públicas y privadas. El desarrollo de proyectos de adaptación en espacios naturales protegidos supone una buena opción para la necesaria colaboración entre gestores, técnicos y científicos. Algunos espacios protegidos emblemáticos (p. ej. parques nacionales) podrían constituirse en un laboratorio experimental para la aplicación de medidas de adaptación, ya que generalmente disponen de equipos de gestores y mayores medios económicos que el resto del territorio. No obstante, el objetivo final debe ser extender a corto plazo la gestión adaptativa a un mayor número de montes y espacios naturales, independientemente del grado de protección legal del mismo. La interacción entre científicos y gestores en proyectos de adaptación es beneficiosa para ambos colectivos, con los gestores beneficiándose de la transferencia de información y los científicos de nuevas posibilidades de investigación con más medios e infraestructuras (p. ej. Capítulo 47, Figura 11).

Figura 11.

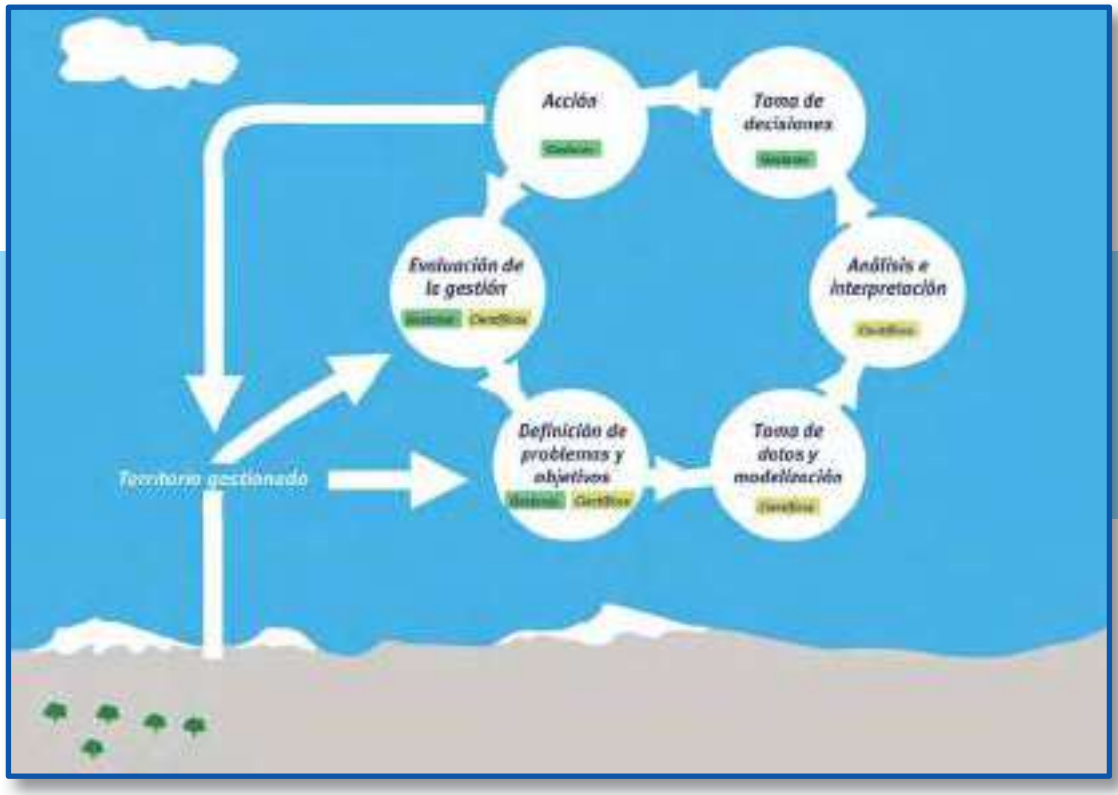


Figura 11. Esquema que representa el ciclo de gestión adaptativa. Fuente: Zamora & Bonet (2015).

Ya a un nivel más operativo, la **selvicultura** permite llevar a cabo, mediante actuaciones concretas, los planteamientos y directrices señalados en la ordenación forestal. Así, la aplicación de diferentes tratamientos es una herramienta fundamental para favorecer el ajuste de los ecosistemas forestales frente al cambio climático observado y proyectado, tal y como constatan las descripciones de medidas de adaptación forestal actualmente propuestas y aplicadas en España (Rodríguez-Soalleiro et al. 2009, Serrada et al. 2011). La intensidad de dichas actuaciones dependerá en gran medida de cada caso particular y abarcará desde intervenciones más o menos intensas, hasta situaciones de no intervención dependiendo de los objetivos, los medios disponibles y de la situación de partida. La investigación y transferencia de conocimiento desde la ecología hacia la selvicultura resulta particularmente necesaria para la adaptación forestal, ya que muchos de los modelos y protocolos selvícolas se han desarrollado en función de objetivos y circunstancias diferentes a los actuales. Así, esta transferencia de conocimiento se hace necesaria para definir estrategias de adaptación fundamentadas científicamente. También es deseable el flujo en sentido contrario, de la selvicultura a la ecología, porque las experiencias forestales prácticas y la reacción de los ecosistemas a ellas son una base fundamental para la progresión de la ciencia ecológica.

En el actual contexto de incremento de la aridez, hay que tener en cuenta que los árboles más jóvenes son los más vulnerables a las sequías, reduciendo proporcionalmente más su crecimiento que los árboles adultos y presentando un

mayor riesgo de mortalidad (Capítulos 16 y 26). Por lo tanto, un alargamiento de los turnos o de las dimensiones mínimas de corta favorecería una mayor proporción de superficie boscosa de edad más avanzada y, por tanto, más resistente ante el cambio climático. Por el contrario, un acortamiento de turnos puede suponer tanto una pérdida de productividad como un incremento del riesgo de persistencia en zonas con condiciones ambientales especialmente adversas. Sin embargo, el acortamiento de un turno podría estar indicado cuando hay indicios de decaimiento y se quiere promover la colonización de otra especie más xerófila para ajustarse a un escenario climático de mayor aridez. Así, el acortamiento o alargamiento de turnos es un aspecto de gran relevancia en la gestión adaptativa de los bosques, y dependerá en gran medida de los objetivos de la gestión y los cambios en las condiciones ambientales. En este contexto, los turnos más largos son igualmente adecuados para la producción de madera de calidad, además de para promover una mayor abundancia de árboles viejos, que son estructuras de gran relevancia para la biodiversidad del bosque y, por tanto, para su resiliencia. Esta estrategia adaptativa de alargar el turno puede compatibilizarse con objetivos de mitigación, ya que por lo general, la capacidad del bosque de almacenar carbono a largo plazo se incrementa con el tiempo, y además los productos del bosque van destinados a usos más duraderos (Díaz-Balteiro & Romero 2004).

En cuanto a la densidad de las masas forestales, su ajuste en diferentes condiciones ambientales se presenta como una de los principales retos en la ACC. Por ejemplo, el conflicto entre la producción de biomasa y la escasez de agua es uno de los compromisos o "trade offs" más evidentes en la gestión forestal orientada a la ACC (Capítulo 28). El signo de las interacciones entre individuos de la misma o de diferente especie puede igualmente cambiar a lo largo de un gradiente ambiental, lo que modificará las condiciones de regeneración de una especie desaconsejando la aplicación de criterios o generales. Así, las interacciones de facilitación entre individuos de la misma o de diferente especie pueden favorecer la regeneración forestal en zonas donde ésta se encuentre limitada por condiciones de aridez o por herbívoros (Gómez-Aparicio et al. 2004). Esto requiere adaptar la cobertura de las diferentes especies (p. ej. fomentar la cobertura de especies arbustivas que actúan como facilitadoras de especies arbóreas) a las condiciones microclimáticas (p. ej. solana o umbría). En la Tabla 4 se muestran a modo de ejemplo algunas actuaciones y tratamientos selvícolas de utilidad para la ACC. Por otro lado, en la sección 4.3 (*Ejemplos de casos prácticos de adaptación forestal en España*) se describen algunos ejemplos de casos de estudio llevados a cabo en España.

En aquellos montes en un estado avanzado de degradación, la restauración ecológica puede suponer un importante instrumento para la adaptación, siempre y cuando considere los futuros escenarios climáticos y la incertidumbre asociada. En el actual contexto de cambio climático se prevé un aumento en la frecuencia e intensidad de perturbaciones y eventos climáticos extremos como los incendios forestales y las sequías extremas (Capítulo 34). Esto hará cada vez más necesaria la restauración ecológica de las zonas afectadas para la recuperación de procesos y servicios ecosistémicos. Estudios recientes proponen tratamientos específicos de la madera quemada para la recuperación del ecosistema y su adaptación al cambio climático (Capítulo 56). Un tratamiento posible supone agrupar los restos de madera quemada para que actúen de elemento nodriza para la regeneración de especies leñosas (reducen la temperatura y las tasas de herbivoría, y aumentan la humedad y el aporte de nutrientes), con la ventaja de que no ejerce ninguna competencia con el regenerado. En un escenario de incremento de la aridez, esta función nodriza puede resultar especialmente ventajosa. Además la madera quemada puede reducir la erosión y aumentar la heterogeneidad estructural de las zonas quemadas (Capítulo 56).

Otras actividades de restauración, como el establecimiento de bosquetes o islas forestales y setos en paisajes agrícolas, pueden cumplir importantes funciones de adaptación a la vez que incrementan la heterogeneidad estructural, proporcionan hábitats adecuados para especies forestales, y aumentan la conectividad entre fragmentos forestales adyacentes (Capítulo 57). Un paisaje mejor conectado puede ser crucial para facilitar las posibles migraciones de las especies en respuesta al desplazamiento de sus condiciones climáticas favorables.

El traslado de material de reproducción, juveniles o individuos adultos dentro, al margen y fuera de la distribución geográfica de las especies con el objetivo de anticiparse al futuro cambio climático se denomina **migración asistida** (MA) y es otro instrumento potencial de adaptación. Sin embargo, la MA es objeto de debate y no existe un consenso en la comunidad científica sobre su utilización (IUCN/SSC 2013, Capítulos 41 y 53). Muchas de las repoblaciones forestales realizadas en España el pasado siglo no tuvieron en cuenta la procedencia de la especie, lo que ha reducido el éxito de las mismas, ya que se podían introducir ecotipos poco adaptados a las condiciones locales. Las poblaciones locales son, en principio, las mejor adaptadas a las condiciones ambientales de su zona y pueden no soportar bien las condiciones de otras áreas geográficas, tal y como han demostrado en numerosas ocasiones los ensayos de procedencia. La MA puede ser especialmente válida para algunas especies longevas (con un limitado margen para la adaptación evolutiva) y una capacidad de dispersión limitada, como es el caso de algunas especies arbóreas. Sin embargo la MA puede acarrear invasiones biológicas, contaminación genética de las poblaciones receptoras, daños en la manipulación de las poblaciones a trasladar y posibles alteraciones de los servicios ecosistémicos, sin considerar los aspectos éticos que argumentan muchos de sus críticos. Debido a estos problemas, resulta necesario tener en cuenta la vulnerabilidad de las especies y la eficacia de posibles medidas de ACC antes de considerar la MA. La investigación sobre adaptación local mediante ensayos de procedencia y análisis genéticos pueden resultar de gran ayuda a la hora de aplicar la MA y de comprender las interacciones entre el genotipo y los futuros ambientes climáticos (Alberto et al. 2013, Capítulo 41). Actualmente está en desarrollo un proyecto que caracteriza el medio físico de localizaciones incluidas en el *Catálogo Nacional de Materiales Base* (cuyo objetivo es certificar el origen y la calidad del material genético) para la producción de semillas forestales y su posterior uso en repoblaciones forestales (Capítulo 55). De esta manera se asociará la procedencia de las semillas con una gran cantidad de variables climáticas, edáficas, estructurales y ecológicas. Iniciativas de este tipo permitirán el desarrollo de herramientas para el apoyo a la toma de decisiones que facilitarán la elección de la procedencia adecuada de semillas forestales para las condiciones actuales y los futuros escenarios de cambio climático (Capítulo 55). La MA ha sido igualmente propuesta como medida de adaptación para la fauna y flora en general, especialmente la más vulnerable por el calentamiento global (Araújo et al. 2011, Felicisimo et al. 2011).

Tabla 4.

Actuación / Estrategia	Efecto	Objetivo de adaptación
Claras	Reducir la densidad arbórea	Reducir la competencia por los recursos hídricos
Alargar los turnos de corta	Aumentar el número de árboles grandes y viejos	Aumentar la resistencia frente a sequías extremas y olas de calor
Claras a pequeña escala	Reducir la densidad arbórea en pequeños rodales dentro de la masa	Aumentar la heterogeneidad estructural incrementando la resiliencia frente a perturbaciones
Claras selectivas alrededor de especies de matorral	Favorecer la cobertura de matorral	Promover los procesos de facilitación que favorezcan el reclutamiento de especies arbóreas en un escenario de incremento de la aridez
Claras selectivas alrededor de especies arbóreas a promocionar	Favorecer la diversidad arbórea en la etapa de exclusión de fustes en el rodal	Incrementar la resiliencia frente a eventos climáticos extremos e incendios forestales
Cortas de regeneración anticipadas	Favorecer la presencia de distintas clases de edad y de tamaño	Incrementar la resiliencia frente a eventos climáticos extremos e incendios forestales
Claras precoces e intensas	Reducir la densidad arbórea	Aumentar el vigor de la masa y su resistencia frente a eventos climáticos extremos e incendios forestales
Resalveos en monte bajo	Reducir el número de pies y de rebrotes	Aumentar el vigor de la masa y su resistencia frente a eventos climáticos extremos e incendios forestales
Cortas de regeneración graduales y progresivas	Garantizar la regeneración en condiciones climáticas más adversas	Favorecer la regeneración e incrementar su resiliencia frente a periodos secos
Promover la regeneración natural	Selección natural bajo las nuevas condiciones ambientales	Favorecer la presencia de individuos mejor adaptados
Tratamientos para promover masas mixtas y la diversidad funcional	Efecto “portafolio” con diversificación de productos y servicios	Incrementar la resistencia y resiliencia frente a la sequía y otras perturbaciones

Tabla 4. Principales ejemplos de actuaciones y estrategias selvícolas para la adaptación de los ecosistemas forestales al cambio climático, detallando efectos y objetivos.

4.2.3. Financiación y costes de la adaptación

- Las inversiones actuales en el ámbito de los bosques y la biodiversidad deben tener en cuenta la ACC. La financiación específica para el diseño y aplicación de estrategias y planes de adaptación es un aspecto clave, ya que en muchas ocasiones será necesaria para cumplir metas y objetivos específicos.

- La estimación de costes de adaptación, definidos como los costes asociados a planificar, preparar, facilitar e implementar medidas de adaptación, es necesaria para una planificación realista que fije prioridades y un análisis de los costes potenciales de los impactos y los beneficios de la adaptación.

- A pesar de los avances realizados en los últimos años en la valoración económica de los servicios ecosistémicos, la carencia de un valor de mercado o la falta de información acerca de las funciones ecológicas que derivan en servicios ecosistémicos, entre otros factores, dificultan la estimación de costes y beneficios en los ecosistemas.

- La **adaptación basada en los ecosistema**s permite determinar un nivel específico de adaptación objetivo (p.ej. un tamaño poblacional para una especies). Los costes de adaptación se calculan como la agregación de los costes unitarios de las medidas de adaptación aplicadas, y los beneficios son evaluados en términos ecológicos o físicos.

- La colaboración entre gestores, ecólogos y economistas resulta beneficiosa a la hora de trabajar la dimensión económica y financiera de la adaptación de los ecosistemas y sus costes.

La financiación para el diseño y aplicación de estrategias y planes de adaptación es un aspecto clave. A pesar de que la adaptación se puede integrar en la ordenación del territorio y en los PORN, en muchas ocasiones será necesaria financiación extra para cumplir metas y objetivos relacionados con el cambio climático. La gestión adaptativa, en cuyo contexto se deben desarrollar las medidas de ACC, exige un seguimiento constante de las actuaciones desarrolladas con el coste que ello conlleva (incluido el de formación del personal implicado). La adaptación, para ser viable, debe promover el aprovechamiento multifuncional del bosque no sólo compatible con la adaptación sino a menudo garante de la misma. Así, el aprovechamiento de la biomasa forestal puede ser compatible con los tratamientos de reducción de combustible para prevención de incendios forestales o de claras destinadas a reducir la densidad arbórea. Igualmente la diversificación de servicios y productos del monte está ligada al incremento de la heterogeneidad estructural y por tanto de la resiliencia, en actividades como la ganadería extensiva, la caza, y la preservación de hábitats para especies emblemáticas. En la actualidad un porcentaje de ayudas procedentes de fondos estructurales europeos para el medio rural están ligadas a la implementación de medidas de ACC, con lo que se hace indispensable que las administraciones estén formadas en este ámbito para planificar las medidas de adaptación pertinentes.

La estimación de costes de ACC, definidos como los costes asociados a planificar, preparar, facilitar e implementar medidas de adaptación es necesaria para poder llevar a cabo una planificación realista y coste-eficiente. Dicho análisis debe incluir los costes potenciales de los impactos y los beneficios de la adaptación, ya que la inacción puede resultar mucho más costosa económicamente que la adaptación. La estimación de costes y beneficios económicos en bosques y biodiversidad es hoy por hoy compleja, debido a que la mayoría de recursos y servicios ecosistémicos que se quieren salvaguardar carecen de un valor en el mercado (Capítulo 43). Sin embargo, en los últimos años se han realizado avances significativos en la valoración económica de los servicios ecosistémicos, con el objetivo de mantener las reservas de capital natural que permitan el suministro sostenido de flujo de servicios ecosistémicos en el futuro, para ayudar a garantizar la continuidad del bienestar humano (TEEB 2010). En nuestro país, el proyecto de Valoración de los Activos Naturales en España (Esteban 2010) ha realizado una primera aproximación para el conocimiento y la valoración de los bienes y servicios proporcionados por los recursos naturales en el territorio español, expresados en unidades de flujo (€/año). Aún así, valorar la totalidad de los servicios ecosistémicos de una determinada área resulta complejo, así como la valoración de los servicios de regulación (p.ej. depuración del agua), determinados valores de la biodiversidad o la resistencia y resiliencia de los ecosistemas en relación a su capacidad de proveer servicios (TEEB 2010). Esto, unido a la incertidumbre acerca de la efectividad de las medidas de adaptación y su reducida visibilidad en el corto plazo, ha provocado que los flujos monetarios derivados a estos fines sean inferiores a los invertidos en sectores como las infraestructuras o la agricultura.

En el sector agrario se han aplicado modelos de función de producción estimada que analizan el efecto del clima, las políticas agrarias y la tecnología en la producción agrícola, además de modelos que analizan los efectos de las posibles medidas de adaptación en la producción (Capítulo 44). En el caso de los bosques, la existencia de un mercado productivo como el de la madera facilita en parte la disponibilidad de datos económicos sobre costes y beneficios, pero no recoge de forma equitativa la variedad de servicios ecosistémicos que proporcionan los ecosistemas forestales. En el caso de la biodiversidad, la falta de información acerca de las funciones ecológicas que derivan en servicios ecosistémicos dificulta la estimación de los costes de adaptación (Capítulo 43). Así mismo, la aplicación de distintas metodologías de valoración económica puede dar pie a resultados distintos. En este contexto, la estimación de costes de adaptación fundamentados en la **adaptación basada en los ecosistemas** puede ayudar a solventar los problemas de coste-eficiencia, ya que se sustenta en la conservación y mantenimiento de los ecosistemas a niveles sostenibles, promoviendo la resiliencia del sistema al cambio climático, en concordancia con los objetivos generales de la adaptación (Capítulos 40 y 43).

Ante la dificultad de valorar económicamente los servicios ecosistémicos, la adaptación basada en los ecosistemas

contempla la posibilidad de determinar un nivel específico de adaptación a conseguir, como puede ser un tamaño poblacional para una especie o una extensión de superficie protegida (Capítulo 43). Los costes de adaptación finales se pueden estimar mediante la agregación de los costes unitarios de las medidas de adaptación que son aplicadas, y los beneficios de las medidas pueden considerarse en términos ecológicos o físicos, evaluando si se ha alcanzado el nivel objetivo de adaptación es decir, si la medida es efectiva. Por lo tanto, en lo que respecta a la estimación de costes de adaptación en bosques y biodiversidad, es necesario un enfoque diferente al de otros sectores donde los beneficios de adaptación pueden estimarse más fácilmente, como puede ser el Turismo o la Agricultura. En este contexto, la colaboración entre gestores, ecólogos y economistas resulta beneficiosa a la hora de trabajar la dimensión económica y financiera de la adaptación y sus costes en los bosques y la biodiversidad. La educación ambiental de la sociedad respecto al cambio climático y sus efectos en los ecosistemas puede favorecer el respaldo de ésta en la financiación de estrategias y medidas locales de adaptación en los bosques y la biodiversidad. Además, algunas de las inversiones ya en marcha tanto en la gestión forestal como en la conservación de la biodiversidad deberían reorientarse hacia medidas de ACC, con el fin de reducir las necesidades de financiación extra.

4.2.4. Actores involucrados y ámbitos de actuación

- Los instrumentos para la ACC están asociados a diferentes actores y ámbitos de actuación.
- La coordinación entre los actores de los diferentes ámbitos de actuación es necesaria para fomentar la implementación y aumentar la eficacia de las estrategias y medidas de ACC.

Los principales instrumentos para la adaptación al cambio climático en España están asociados a los diferentes actores involucrados en la adaptación, así como a sus correspondientes ámbitos de actuación (ver Tabla 5). Es necesaria una coordinación entre todos los actores involucrados para fomentar la ejecución y aumentar la eficacia de las estrategias y medidas propuestas.

Tabla 5.

Instrumento	Tipo de Instrumento	Ámbito de actuación	Actores	Objetivos de adaptación
Marco normativo	Jurídico y administrativo	Sector público	Políticos, administración, propietarios particulares	Establecimiento de un marco regulador para la aplicación de medidas de adaptación, incluyendo su definición, alcance y el ámbito competencial para su aplicación
Custodia del territorio	Planificación, ejecución	Montes privados, entidades locales	Propietarios particulares, empresas, ONGs	Implementar medidas de adaptación en montes particulares y de entidades locales
Planificación forestal (Ordenación de Montes)	Planificación, ejecución	Espacios protegidos, montes públicos y privados	Propietarios y gestores forestales	Implementar medidas de adaptación en ecosistemas forestales
Proyectos de investigación y gestión (Colaboración científico-gestor)	Planificación, ejecución	Universidades, OPIs, espacios protegidos, sector público	Científicos, gestores y técnicos	Implementar medidas de adaptación en un marco de gestión adaptativa. Transferencia del conocimiento científico
Restauración ecológica	Ejecución	Espacios protegidos, montes públicos y privados	Científicos, gestores y técnicos	Implementar medidas de adaptación en las actividades de restauración ecológica
Financiación y costes de adaptación	Financiación	Universidades, OPIs, espacios protegidos, sector público	Científicos, gestores y técnicos	Estimación de costes de adaptación y propuestas de financiación. Justificación de la viabilidad de las inversiones en términos económicos y ecológicos

Tabla 5. Descripción de los principales instrumentos para la adaptación, detallando objetivos, ámbitos de actuación y actores involucrados.

4.3. Ejemplos de casos prácticos de adaptación forestal en España

1) Gestión forestal adaptativa en Menorca

El plan de gestión forestal adaptativa en Menorca pretende demostrar la viabilidad de la reducción de la vulnerabilidad al cambio climático mediante actuaciones forestales a pequeña escala, formar a los diversos actores involucrados en la gestión forestal, y aumentar la sensibilidad de la sociedad frente a los impactos del cambio climático.

En la isla de Menorca se ha elaborado un plan para el desarrollo de una gestión forestal sostenible en un contexto de cambio climático. El plan tiene múltiples objetivos: demostrar la viabilidad de la reducción de la vulnerabilidad al cambio climático mediante actuaciones forestales a pequeña escala, formar a los diversos actores involucrados en la gestión forestal, y aumentar la sensibilidad de la sociedad frente a los impactos del cambio climático. El plan ha contado con la participación de gestores de la Reserva de la Biosfera de Menorca y la Consejería de Medio Ambiente de las Islas Baleares, centros universitarios y de investigación, y diversos agentes sociales de Menorca. Se ha realizado una síntesis de los efectos del cambio climático en los bosques de Menorca, una definición de directrices de gestión forestal adaptativa a nivel de isla y la evaluación ambiental de la implementación de dichas directrices. Además, se ha diseñado un sistema de indicadores para las diferentes actividades consideradas en el plan, que en el caso de las actuaciones forestales permitirán evaluar sus efectos y replantearlas en caso de que fueran necesarias. Se puede consultar una descripción detallada del plan en el Capítulo 45 del presente informe.

2) Experiencias de gestión adaptativa en pinsapares (*Abies pinsapo*) andaluces

Las experiencias de gestión adaptativa llevadas a cabo en pinsapares andaluces (*Abies pinsapo*) han demostrado la importancia de la colaboración entre gestores y científicos, llevando a cabo ensayos de entresacas que han disminuido la vulnerabilidad al cambio climático de estas formaciones. Además, se está realizando un programa de seguimiento de las actuaciones realizadas, para evaluar sus efectos a largo plazo y diseñar actuaciones futuras.

En Andalucía se han realizado experiencias de gestión adaptativa en pinsapares (*Abies pinsapo*) relictos en un marco de colaboración entre gestores e investigadores. En estos pinsapares se han registrado eventos de mortalidad asociados al estrés climático por sequía y a la competencia entre individuos por los recursos hídricos. Con el fin de reducir la vulnerabilidad de los pinsapares al estrés climático, se desarrollaron ensayos de entresaca para aumentar la diversificación estructural en el pinsapar de Yunquera (Málaga). Una vez efectuadas las actuaciones, se está realizando un programa de seguimiento a largo plazo comparando variables climáticas, ecofisiológicas e hídricas entre parcelas entresacadas y parcelas control. El manejo mejoró el balance hídrico y energético de los individuos de las parcelas entresacadas, con una mejora de su crecimiento y una disminución de su vulnerabilidad al estrés hídrico. En el Capítulo 48 del presente informe se detallan las experiencias de gestión adaptativa en pinsapares andaluces, y se destaca la importancia de la colaboración entre gestores y científicos.

3) Actuaciones para la adaptación al cambio climático del monte bajo de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) en el Moncayo

En las masas de monte bajo de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) del Moncayo (Zaragoza) se han realizado intervenciones selvícolas de resalveo para su adaptación. La colaboración de gestores e investigadores, favorecida por la protección legal de estas formaciones, ha permitido la aplicación de diferentes tipos de tratamiento dependiendo del estado de la masa y las condiciones ambientales de la localidad. Las actuaciones han mejorado considerablemente el estado de conservación de estas formaciones, disminuyendo así su vulnerabilidad al cambio climático.

En las masas de monte bajo de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) en la zona del Moncayo (Zaragoza) se han realizado intervenciones selvícolas para la adaptación de estas formaciones. En la aplicación y seguimiento de las actuaciones han participado gestores del Parque Natural del Moncayo e investigadores de la Universidad de Zaragoza. Los 'montes bajos' de roble melojo presentan una alta vulnerabilidad al incremento de la aridez y la ocurrencia de sequías extremas, además de una ausencia casi total de reproducción sexual. Estos montes bajos pueden tratarse mediante el 'resalveo', que consiste en la corta de pies dejando un número determinado de brotes o 'resalvos' para su desarrollo posterior, disminuyendo así la competencia y aumentando su crecimiento. Se han aplicado diferentes tipos de tratamientos basados en el resalveo dependiendo del estado de la masa, las condiciones ambientales de la localidad y el objetivo de la gestión. La efectividad de las actuaciones se constató mediante trabajos dendrométricos en parcelas con y sin tratamiento. El resalveo aumento el crecimiento radial de los individuos incluso 17 años después de la corta. Además, se ha registrado el inicio de la producción de bellota, paso imprescindible para la conversión futura a monte alto. Sin embargo, es esperable que con el paso de los años se alcance un nivel de competencia entre individuos que establezca de nuevo un estado de limitación

de recursos. Por tanto, fijar la duración de las intervenciones de forma que se mantenga el crecimiento en valores altos se convierte en uno de los retos para la gestión de estos montes. En el Capítulo 49 del presente informe se detallan las diferentes intervenciones realizadas, y se resalta la importancia de la protección legal de las especies a la hora de implementar medidas de ACC.

4) Naturalización de pinares en Sierra Nevada

En Sierra Nevada se han realizado actuaciones para la naturalización de pinares de repoblación con el objetivo de mejorar su estructura y funcionamiento, aumentando así su capacidad de resistencia y adaptación a los impactos del cambio climático. Las actuaciones se han llevado a cabo en un marco de colaboración entre los gestores, investigadores y miembros de la administración pública. Con los datos obtenidos se ha desarrollado un sistema de apoyo a la toma de decisiones que indicara a los gestores los lugares más apropiados para realizar futuras actuaciones.

En el Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada se han realizado actuaciones para la naturalización de pinares de repoblación con el objetivo de mejorar su estructura y funcionamiento, mejoras que redundarán en una mayor capacidad de estas formaciones de adaptarse y resistir los impactos del cambio climático. Las actuaciones se han llevado a cabo en un marco de colaboración entre los gestores de los espacios protegidos de Sierra Nevada, investigadores de la Universidad de Granada y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Con el objetivo de promover masas con una mayor heterogeneidad estructural y diversidad se han realizado claras con diferentes niveles de intensidad, acompañados del establecimiento de un programa de seguimiento en parcelas experimentales para evaluar los efectos de las actuaciones. Con los datos obtenidos se ha desarrollado un sistema de apoyo a la toma de decisiones, y se han generado así ‘mapas de gestión’ que indicarán a los gestores los lugares más adecuados para realizar las actuaciones. En el Capítulo 47 del presente informe se ofrece una descripción del proyecto, especificando los pasos a dar en un proyecto de ACC en el que colaboran gestores, técnicos y científicos.

5) Selvicultura para la adaptación en los montes de Castilla y León

La Junta de Castilla y León está ejecutando diversas actuaciones selvícolas para la adaptación de los ecosistemas forestales al cambio climático, que incluyen cortas y aclareos con el objetivo de disminuir la competencia por los recursos hídricos, aumentar el crecimiento y anticipar la reproducción.

La Junta de Castilla y León está ejecutando diversas actuaciones selvícolas para la adaptación de los ecosistemas forestales al cambio climático en diferentes partes de su territorio. Estos tratamientos incluyen diferentes tipos de cortas con el objetivo de disminuir la competencia por los recursos hídricos, aumentar el crecimiento y anticipar la reproducción. Además, se han realizado nuevas propuestas de cortas de regeneración en pinares y actuaciones diversas para incrementar la diversidad específica y estructural de pinares y repoblaciones. En el Capítulo 46 se describen las actuaciones ejecutadas y las nuevas propuestas realizadas.

4.4. Retos en la planificación y ejecución de la ACC en España

- Considerar conjuntamente todos los motores del cambio global (cambio climático, cambios de uso del suelo, expansión de especies invasoras, deposiciones de nitrógeno, etc.).
- Mantener y restaurar los servicios ecosistémicos desde una aproximación dinámica y en un escenario de incertidumbre.
- La gestión adaptativa como marco para la ACC, evaluando de manera continúa los efectos de las medidas empleadas para poder replantearlas si fuera necesario.
- Empleo de múltiples herramientas: experimentación, seguimiento de actuaciones, modelos de proyección de impactos, herramientas de toma de decisiones y guías de buenas prácticas.
- Las medidas de ACC deben diseñarse y aplicarse dentro de una gestión anticipadora, considerando los escenarios climáticos futuros, para preservar los servicios ecosistémicos y aprovechar las posibles ventajas asociadas a las dinámicas climáticas proyectadas.
- Colaboración activa entre científicos y gestores: creación de proyectos que consideren simultáneamente objetivos de gestión e investigación.
- Estrategia Europea Horizonte 2020: generar programas de investigación transversales que integren a los diferentes agentes implicados en la adaptación (empresas, ONG´s, administraciones públicas, entidades locales, etc.).
- La ordenación forestal como pieza clave para la implementación de medidas de ACC en los ecosistemas forestales, incorporando las nuevas demandas de la sociedad, como la producción de biomasa, la conservación de la diversidad biológica, la mitigación, etc.
- Activar programas de divulgación, sensibilización y formación en todos los actores implicados en la gestión y conservación de los ecosistemas.

España ha desarrollado un contexto adecuado para el desarrollo de estrategias y planes de ACC, y ha confeccionado un marco legal apropiado tanto a nivel estatal como autonómico mediante los diferentes instrumentos legales y administrativos. Igualmente se han realizado avances importantes en la incorporación de la adaptación en los diferentes sectores y en la planificación transversal de los mismos, así como en el fomento de la coordinación de las diferentes administraciones. A pesar de estos esfuerzos el número de proyectos ejecutados a escala local que tratan específicamente con la adaptación de los ecosistemas al cambio climático es todavía muy bajo y la gran mayoría de estos proyectos se circunscriben al ámbito de la gestión forestal (Capítulo 39). Se destacan aquí algunas directrices y retos a tener en cuenta para avanzar en el establecimiento de medidas de ACC:

- El cambio climático es tan solo uno de los motores del **cambio global** y como tal no puede abordarse de forma unilateral. Aspectos como los cambios de uso del suelo, la fragmentación y pérdida de hábitats, o la expansión de especies invasoras deben considerarse conjuntamente ya que presentan fuertes interacciones entre sí.
- Un objetivo central de la ACC debe ser el mantenimiento y restauración de procesos ecológicos y **servicios ecosistémicos.** Esto debe hacerse desde una aproximación dinámica y en un escenario de incertidumbre.
- La **gestión adaptativa** es un marco adecuado para la ACC debido a la incertidumbre sobre el clima futuro, la respuesta de los ecosistemas y la limitada experiencia en el diseño de estrategias de adaptación. Así, los efectos de las medidas de ACC deben evaluarse de manera constante para poder replantearse las medidas empleadas si fuera necesario.
- La **gestión adaptativa** debe incluir varias herramientas que pueden aplicarse de forma flexible en cada caso. Además de la experimentación y el seguimiento de las actuaciones, pueden utilizarse conjuntamente modelos de proyección de impactos, herramientas de toma de decisiones y guías de buenas prácticas.
- Las medidas de ACC deben diseñarse y aplicarse dentro de una **gestión anticipadora**, considerando los escenarios climáticos futuros, para preservar los servicios ecosistémicos y aprovechar las posibles ventajas asociadas a las nuevas condiciones climáticas, como un alargamiento del periodo vegetativo o un incremento de la producción forestal asociado al efecto fertilizador del CO_2.
- Los proyectos de adaptación realizados en España conllevan en su mayoría una fructífera **colaboración entre científicos y gestores**. Resulta necesario fomentar esta colaboración creando proyectos que consideren simultáneamente objetivos de gestión e investigación, con programas específicos que incluyan convocatorias con apoyo prioritario a la formación de equipos híbridos y multidisciplinares, incluyendo la formación y contratación de personal especializado en la transferencia de resultados. Asimismo, la coordinación institucional entre las diferentes escalas de la administración pública es fundamental para el éxito de la ACC, en particular por la necesidad de establecer programas a largo plazo.

- Como resultado de estos proyectos es necesario profundizar en el diseño de una selvicultura de ACC que contemple entre otros los turnos, estructura y composición específica más adecuados para incrementar la **resistencia y resiliencia de las masas forestales** frente a extremos climáticos, principalmente las sequías.

- Los **sistemas forestales y silvopascícolas tradicionales** constituyen sistemas de un alto potencial para la adaptación al cambio climático siempre que se mantengan las condiciones de uso necesarias para su conservación. Por otro lado su abandono sin una gestión de transición puede resultar en procesos de decaimiento.

- Tal y como promueve la **Estrategia Europea Horizonte 2020** es necesario generar programas de investigación transversales con financiación específica que integren a los diferentes agentes implicados en la adaptación. Entre estos agentes se encuentran las empresas del sector, ONG´s, administraciones públicas, entidades locales, propietarios, agentes forestales, ganaderos, maderistas, etc. Es necesario buscar soluciones de consenso entre los agentes implicados para garantizar la estabilidad y viabilidad económica de las medidas y estrategias de ACC.

- La **ordenación forestal**, de gran tradición en nuestro país, es un instrumento de primer orden para canalizar el desarrollo de medidas específicas de adaptación en el ámbito forestal. La ordenación forestal es una pieza clave en la implementación de medidas de ACC siempre que atienda las actuales demandas de la sociedad tales como la preservación de los servicios ecosistémicos, producción de biomasa, la conservación y fomento de la diversidad biológica, la mitigación, el uso público, etc. Esto es posible dentro de un escenario de gestión adaptativa que incorpore a los principales actores implicados.

- **Es necesario potenciar el conocimiento** en materia de cambio global en todos los actores implicados en la gestión y conservación de los ecosistemas desde investigadores y gestores a otros estamentos implicados: agricultores, ganaderos, asociaciones forestales, propietarios, empresarios y la población en general. Para ello es necesario activar programas de divulgación, sensibilización y formación.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

nº de referencias: 135

AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) (2009) Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, España

Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S (2008) Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1:95-111

Alberto FJ, Aitken SN, Alía R, González-Martínez SC, Hänninen H, Kremer A, Lefèvre F, Lenormand T, Yeaman S, Whetten R, Savolainen O (2013) Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology* 19:1645-1661

Allen CD, Breshears DD (1998) Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95:14839-14842

Araújo MB, Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I, Calmaestra RG (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de vertebrados.* MAGRAMA, Madrid, España

Barreira A, Rodríguez-Guerra M, Puig I, Brufao P (2010) *Estudio jurídico sobre la custodia del territorio*. Plataforma de Custodia del Territorio de la Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España

Beniston M, Stephenson DB, Christensen OB, Ferro CAT, Frei C, Goyette S, Halsnaes K, Holt T, Jylha K, Koffi B, Palutikof J, Scholl R, Semmler T, Woth K (2007) Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climatic Change* 81:71-95

Benito-Garzón M, de Dios RS, Ollero HS (2008) Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science* 11:169-178

Benito-Garzón M, Alía R, Robson TM, Zavala MA (2011) Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 20:766-778

Benito-Garzón M, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2013) Inter-specific differences in tree growth and mortality responses to climate determine potential species distribution limits in Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography* 22:1141-1151

Bonal R, Hernández M, Ortego J, Muñoz A, Espelta JM (2012) Positive cascade effects of forest fragmentation on acorn weevils mediated by seed size enlargement. *Insect Conservation and Diversity* 5:381-388

Briffa KR, van der Schrier G, Jones PD (2009) Wet and dry summers in Europe since 1750: evidence of increasing drought. *International Journal of Climatology* 29:1894-1905

Camarero JJ, Lloret F, Corcuera L, Gil-Pelegrín E (2008) Cambio global y decaimiento del bosque. En: Valladares F, editor. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Segunda edición.* Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, España

Capdevila-Argüelles L, Zilletti B, Suárez VA (2011). *Cambio Climático y Especies Exóticas Invasoras en España. Diagnóstico Preliminar y Bases de Conocimiento sobre Impactos y Vulnerabilidad.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 2. Mestre I, Casado MJ, Rodríguez J (2015) Proyecciones de cambio climático sobre España. Capítulo XX. En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático*. MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 3. Hampe A (2015) Vulnerabilidad y conservación de los relictos climáticos de larga duración. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 4. Escudero A, García-Camacho R, García-Fernández A, Giménez-Benavides L, Iriondo JM, Lara-Romero C, Morente J, Pescador DS (2015) Vulnerabilidad al Cambio Climático de las plantas de alta montaña mediterránea. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático*. MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 5. Sanz-Elorza M (2015) Efectos del cambio climático sobre la vegetación de la península ibérica. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático*. MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 6. Moreno G, Manjón JL, Álvarez-Jiménez J (2015) Los hongos y el cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 7. Bosch J (2015) Implicaciones del cambio climático en la incidencia de los hongos quitridios patógenos de anfibios. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 8. Pleguezuelos JM (2015) Vulnerabilidad de los reptiles ibéricos al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 9. Gordo O (2015) Impactos del cambio climático en la migración de las aves ibéricas. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 10. Pérez-Tris J, Carbonell R, de la Hera I, Ramírez A, Tellería JL (2015) Conservación de poblaciones singulares ante el cambio climático: el caso de las currucas capirotadas ibéricas. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 11. Ortuño VM (2015) Los Artrópodos en el contexto del bosque como refugio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 12. Wilson RJ, Gutiérrez J, Gutiérrez D (2015) Cambios experimentados por la fauna de mariposas de la Sierra de Guadarrama entre los periodos 1967-1973 y 2004-2005. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 13. Aranda I (2015) Vulnerabilidad en la respuesta funcional de Fagus sylvatica L. ante un escenario de incremento en la intensificación y recurrencia de los periodos secos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 14. Gil-Pelegrín E, Peguero-Pina JJ, Sancho-Knapik D (2015) La arquitectura hidráulica como un factor clave para la supervivencia del arbolado ante el incremento de la aridez. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 15. Matías L, Zamora R, Castro J (2015) Efectos del cambio climático sobre la regeneración del bosque montano mediterráneo. Capítulo XX. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 16. Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Lines ER, Coomes DA, Zavala MA (2015) Efectos del clima y la estructura del rodal sobre procesos de mortalidad en los bosques Ibéricos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 17. Miranda JD, Pugnaire FI (2015) Efecto del cambio de los patrones de precipitación sobre las comunidades vegetales semiáridas. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 18. Camarero JJ, Sangüesa-Barreda G, Linares JC (2015) El decaimiento de abetares pirenaicos como paradigma de vulnerabilidad de los bosques ante el cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 19. Linares JC, Tíscar PA, Camarero JJ, Sangüesa G, Domínguez-Clavijo M, Carreira JA (2015) Efectos del cambio climático sobre el crecimiento de Abies pinsapo y Pinus nigra salzmannii en el sur de la península ibérica. Tendencias pasadas, presentes y futuras. Capítulo XX. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 20. Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM (2015) La sequía y la gestión histórica como factores del decaimiento forestal en las repoblaciones del sur peninsular. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 21. Vilà-Cabrera A, Galiano L, Martínez-Vilalta J (2015) Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 22. Hódar JA (2015) Incidencia de la procesionaria del pino como consecuencia del cambio climático: previsiones y posibles soluciones. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 23. Sangüesa-Barreda G, Linares JC, Camarero JJ (2015) La sequía y el muérdago actúan como factores de estrés combinados en el decaimiento de bosques de pino silvestre. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 24. Vilá M, González-Moreno P, Montero-Castaño A (2015) Las Invasiones Biológicas bajo un escenario de Cambio Climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 25. Vayreda J, Gracia M, Martínez-Vilalta J, Canadell JG, Retana J (2015) Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero de carbono. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 26. Madrigal-González J, Hantson S, Zavala MA (2015) Vulnerabilidad en pinares continentales del centro Peninsular: ¿podría la creciente [CO_2] contrarrestar los impactos negativos de la sequía? En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 27. Sabaté S, Nadal-Sala D, Gracia C (2015) Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 28. Gallart F (2015) Vulnerabilidades de los recursos hídricos en relación al cambio climático y a sus interacciones con los ecosistemas terrestres. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 29. Gallardo A, Delgado-Baquerizo M, Escolar C, Maestre FT (2015) Vulnerabilidad de los ciclos de nutrientes y los procesos edáficos frente a los principales impactos del cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 30. Guevara MA, Díaz-Sala C, Cervera MT (2015) Regulación epigenética de la respuesta adaptativa de las especies vegetales. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 31. Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2015) Mecanismos de estabilización y resiliencia de la vegetación frente a eventos climáticos extremos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid

Capítulo 32. Matesánz S, Valladares F (2015) El papel de la plasticidad fenotípica en la respuesta de la vegetación mediterránea al cambio global. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 33. Triviño M, Cabeza M, Thuiller W, Hickler T, Araújo MB (2015) Evaluación integral de riesgo ante al cambio climático para las aves de la Península Ibérica. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 34. Moreno JM, Urbieta IR, Bedia J, Gutiérrez JM, Vallejo VR (2015) Los incendios forestales en España ante al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 35. Lobo JM (2015) ¿Debemos fiarnos de los modelos de distribución de especies? En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 36. Zavala MA, Ruiz-Benito P, Benito-Garzón M, García-Valdés R (2015) Aplicación de Modelos de Distribución de Especies para analizar los efectos del cambio climático en bosques Ibéricos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 37. García C, Garza R, Picatoste JR (2015) Marco normativo de la adaptación al cambio climático en España. En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 38. Gómez-Calmaestra RG (2015) La protección legal como marco para las medidas de adaptación al cambio climático de las especies amenazadas en España. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 39. Atauri JA (2015) La importancia de los espacios protegidos en la adaptación al Cambio Climático en España: Una visión general. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 40. Rodríguez G (2015) Red Natura 2000, parte de la solución para la adaptación al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 41. Fernández-Manjarrés JF, Benito-Garzón M (2015) El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 42. Martínez S, Estevez M, Anguita G (2015) La certificación forestal FSC como instrumento para la adaptación de los bosques al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 43. Ojea E (2015) Costes de Adaptación para los Bosques y la Biodiversidad. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 44. Quiroga S, Fernández-Haddad Z, Suárez C (2015) Metodologías para la evaluación económica de los impactos del cambio climático y la adaptación en el sector agrícola y forestal. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 45. Domingo J (2015) Gestión forestal adaptativa en Menorca. En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 46. García-Güemes C, Calama R (2015) La práctica de la selvicultura adaptativa. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 47. Zamora RJ, Bonet FJ (2015) Experiencias en la transferencia científico-gestor en el Parque Nacional de Sierra Nevada, en el marco del proyecto de seguimiento de Cambio Global. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 48. Carreira JA, Viñegla B, Linares JC, Blanes MC, Lechuga V, Merino J, Carraro V, Taiqüi L, Haro R, López-Quintanilla JB (2015) Experiencias de manejo adaptativo derivadas de la retroalimentación investigación-gestión en los Pinsapares andaluces. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 49. Arrechea E (2015) Los efectos de las intervenciones selvícolas en las masas de monte bajo de Quercus pirenaica en los montes públicos de la Sierra del Moncayo. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 50. Sevilla F (2015) Gestión forestal anticipadora (o cómo prevenir riesgos con intervenciones frecuentes). En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 51. Tíscar PA, García-Abril AD, Aguilar MA, Solís A (2015) Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza: fundamentación científica y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos en un escenario de cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 52. Blanco JA, Imbert JB, Castillo FJ (2015) Adaptación al cambio climático en pinares pirenaicos: Controlando la densidad del rodal según el tipo de clima. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 53. Martín JL, Marrero MV, del Arco M, Garzón V (2015) Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. I*mpactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 54. Mosquera-Losada MR, Ferreiro-Domínguez N, Santiago-Freijanes JJ, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A (2015) Los sistemas agroforestales como forma de gestión en la adaptación al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 55. Serrada R, Gómez-Sanz V (2015) Bases físicas para la elección de ecotipos en la restauración vegetal bajo escenarios de cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 56. Castro J, Leverkus AB, Guzmán-Álvarez JR (2015) Técnicas blandas para la restauración de zonas quemadas en ambientes mediterráneos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Capítulo 57. Rey-Benayas JM (2015) Establecimiento de islas forestales y otras actuaciones de revegetación estratégica en paisajes agrícolas como mecanismo de adaptación al cambio climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático.* MAGRAMA, Madrid, España

Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM (2011) Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science* 332:53-58

Del Cacho M, Lloret F (2012) Resilience of Mediterranean shrubland to severe drougth episode: the role of seed bank and seedling establishment. *Plant Biology* 14:458-466

Díaz-Balterio LA, Romero C (2004) La captura de carbono y la gestión forestal. Monografías INIA: Serie Forestal

Doi H, Gordo O, Katano I (2008) Heterogeneous intra-annual climatic changes drive different phenological responses at two trophic levels. *Climate Research* 36:181-190

Duarte CM, Alonso S, Benito G, Dachs J, Montes C, Pardo M, Ríos AF, Simó R, Valladares F (2006). *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, España

Esteban F (2010) Valoración de los activos naturales de España. *Ambienta* 91:76-92

FAO (2014) *State of the World's Forests. Enhancing the socioeconomic benefits from forests.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia

Felicísimo AM, Muñoz J, Villalba CJ, Mateo RG (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y Vegetación.* MAGRAMA, Madrid, España

FIC (Fundación para la Investigación del Clima) (2006) *Informe de ejecución del primer hito del contrato "Generación de Escenarios de cambio Climático en Andalucía".* Expdte 539/2006/I/00. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, España

Galiano L, Martinez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-Induced Multifactor Decline of Scots Pine in the Pyrenees and Potential Vegetation Change by the Expansion of Co-occurring Oak *Species. Ecosystems* 13:978-991

Gamfeldt L, Snall T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen MC, Froberg M, Stendahl J, Philipson CD, Mikusinski G, Andersson E, Westerlund B, Andren H, Moberg F, Moen J, Bengtsson J (2013) Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4:1340

García-Valdés R, Zavala MA, Araújo MB, Purves DW (2013) Chasing a moving target: projecting climate change-induced changes in non-equilibrial tree species distributions. *Journal of Ecology* 101:441-453

Garland T, Kelly SA (2006) Phenotypic plasticity and experimental evolution. *Journal of Evolutionary Biology* 209:2344-2361

Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63:90-104

Gómez JM, González-Mejias A, Lorite J, Abdelaziz M, Perfectti F (2015) Climate change and the potential for hybridization-mediated extinction of endemic high-mountain plants: the silent extinction. *Biodiversity and Conservation* http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0909-5

Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gomez JM, Hodar JA, Castro J, Baraza E (2004) Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128-1138

González-Molina, JM, Piqué Nicolau M, Vericat Grau P (2006) Manual de ordenación por rodales. Gestión multifuncional de los espacios forestales. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya

Gutiérrez A, Picatoste JR (2012) Evidencias del Cambio Climático y sus Efectos en España. MAGRAMA, Madrid, España

Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI (2013) Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173:1613-1624

Herrero A, Zamora R (2014) Plant Responses to Extreme Climatic Events: A Field Test of Resilience Capacity at the Southern Range Edge. *Plos one* 9

Hódar JA, Castro J, Zamora R (2003) Pine processionary caterpillar Thaumetopoea pityocampa as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110:123-129

Holling CS (1996) Engineering resilience versus ecological resilience. En: Schulze P, editor. *Engineering within ecological constraints. Washington: National Academy, Estados Unidos.* pp. 31-44IPCC (2007) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE, editores] Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido

IPCC (2013) Resumen para responsables de políticas. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. Cambio Climático 2013: Bases físicas. *Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.* Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América

IPCC (2014) Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi KL, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR, White LL, editores]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza

IUCN/SSC (2013) Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp. https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdfJump AS, Matyas C, Peñuelas J (2009) The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology & Evolution* 24:694-701

Kawecki TJ, Ebert D (2004) Conceptual issues in local adaptation. Ecology Letters 7:1225-1241

Kelly CK, Chase MW, de Bruijn A, Fay MF, Woodward FI (2003) Temperature-based population segregation in birch. *Ecology Letters* 6:87-89

Kuhlmann M, Guo D, Veldtman R, Donaldson J (2012) Consequences of warming up a hotspot: *species range shifts within a centre of bee diversity. Diversity and Distributions* 18:885-897

Lehikoinen A, Lindén A, Byholm P, Ranta E, Saurola P, Valkama J, Kaitala V, Lindén H (2013) Impact of climate change and prey abundance on nesting success of a top predator, the goshawk. *Oecologia* 171:283-293

Likens GE (1989) Long-term studies in Ecology. *Approaches and alternatives.* Springer-Verlag, New-York

Linares JC, Senhadji K, Herrero A, Hódar JA (2014) Growth patterns at the southern range edge of Scots pine: Disentangling the effects of drought and defoliation by the pine processionary caterpillar. Forest *Ecology and Management* 315:129-137

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797-805

Luna Y, López JA, Guijarro JA (2012) Tendencias Observadas en España en Precipitación y Temperatura. *Revista Española de Física* 26:12-17

MacGillivray CW, Grime JP, Band SR, Booth RE, Campbell B, et al (1995) Testing Predictions of the Resistance and Resilience of Vegetation Subjected to Extreme *Events. Functional Ecology* 9:640-649

Madrigal A (1998) Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 6:13-20

Martínez-Vilalta J, Piñol J (2002) Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161:247-256

Matías L, Castro J, Zamora R (2011) Soil-Nutrient Availability under a Global-Change Scenario in a Mediterranean Mountain Ecosystem. *Global Change Biology* 17:1646-57

McDowell NG, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF, Stitt M (2011) The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in ecology & evolution* 26:523-532

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystem and human wellbeing: biodiversity synthesis*. Island Press, Washington DC., Estados Unidos de América

MIMAM (2006) Estrategia de Conservación y uso sostenible de los recursos genéticos forestales. DGB, Madrid

Oliet J, De la Hoz F, Abellanas B, Cuadros S, Fernández-Rebollo P, Zamora R (2005). *Manual de Ordenación de montes de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla

Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural *systems. Nature* 421:37-42

Peñuelas J, Filella I, Comas P (2002) Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8:531-544

Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829-837

PEPNB (Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad) (2011) Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid, España

PFE (Plan Forestal Español) (2002) Plan Forestal Español. Ministerio de medio Ambiente, Madrid, España

Phillips CL, Nickerson N, Risk D, Bond BJ (2011) Interpreting diel hysteresis between soil respiration and temperature. *Global Change Biology* 17:515-527

PNACC (Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático) (2014) *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático: Tercer Programa de Trabajo* (2014-20120). MAGRAMA, Madrid, España

Polce C, Garratt MP, Termansen M, Ramirez-Villegas J, Challinor AJ, Lappage MG, Boatman ND, Crowe A, Endalew AM, Potts SG, Somerwill KE, Biesmeijer JC (2014) Climate-driven spatial mismatches between British orchards and their pollinators: increased risks of pollination deficits. *Global Change Biology* 20:2815-2828

Rodríguez-Soalleiro R, Calama R, García-Güemes C, Cámara A (2009) *Expected Climate Change and Options for European Silviculture. Country report.* SPAIN. Cost Action FP-0703 ECHOES.

Ruiz-Benito P, Lines ER, Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Coomes DA (2013) Patterns and drivers of tree mortality in Iberian forests: climatic effects are modified by competition. *Plos One* 8:e56843

Sánchez-Humanes B, Espelta JM (2011) Increased drought reduces acorn production in *Quercus ilex coppices*: thinning mitigates this effect but only in the short term. Forestry 84:73-82

Santandreu M, Lloret F (1999) Effect of flowering phenology and habitat on pollen limitation in *Erica multiflora. Canadian Journal of Botany* 77:734-743

Sardans J, Peñuelas J, Prieto P, Estiarte M (2008) Drought and Warming Induced Changes in P and K Concentration and Accumulation in Plant Biomass and Soil in a Mediterranean Shrubland. *Plant and Soil* 306:261-271

Schimel DS (1995) Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1:77-91

Schwartzberg E, Jamieson M, Raffa K, Reich P, Montgomery R, Lindroth R (2014) Simulated climate warming alters phenological synchrony between an outbreak insect herbivore and host trees. *Oecologia* 175:1041-1049

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez V (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal*. MAGRAMA, Madrid, España

TEEB (2010) La economía de los ecosistemas y la diversidad: incorporación de los aspectos económicos de la naturaleza. Una síntesis del enfoque, las conclusiones y las recomendaciones del estudio TEEB. Progress Press, Malta

Thomey ML, Collins SL, Vargas R, Johnson JE, Brown RF, Natvig DO, Friggens MT (2011) Effect of precipitation variability on net primary production and soil respiration in a Chihuahuan Desert grassland. *Global Change Biology* 17:1505-1515

Triviño M, Cabeza M, Thuiller W, Hickler T, Araújo MB (2013) Risk assessment for Iberian birds under global change. *Biological Conservation* 168:192- 200

Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2012) Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18:1028-1041

Vilà-Cabrera A, Martinez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1162-1172

Wigley TML, Richels R, Edmonds JA (1996) Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO_2 concentrations. *Nature* 379:240-243

6. GLOSARIO

Adaptación: proceso de ajuste al clima real o proyectado y sus efectos. En los sistemas humanos, la adaptación trata de moderar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas para la sociedad. En los sistemas naturales, la intervención humana puede facilitar el ajuste al clima proyectado y a sus efectos.

Adaptación basada en los ecosistemas: uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia general de adaptación para ayudar a las personas a adaptarse a los efectos adversos del cambio climático. La adaptación basada en el ecosistema utiliza la gama de oportunidades que presenta la gestión sostenible, la conservación y la restauración de ecosistemas para ofrecer servicios que permitan que las personas se adapten a los impactos del cambio climático. Su objetivo es mantener y aumentar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas y las personas frente a los efectos adversos del cambio climático. La forma más adecuada de integrarla es mediante estrategias amplias de adaptación y desarrollo.

Adaptación evolutiva: se refiere a cambios en las características funcionales de una población como consecuencia de la selección natural sobre rasgos heredables.

Adaptación local: es el proceso de diferenciación genética entre poblaciones de una especie en respuesta a factores ambientales, en el que las poblaciones localmente adaptadas presentan una mayor eficacia reproductiva en su localidad de origen que otras poblaciones foráneas.

Alelo: un alelo es cada una de las formas alternativas que puede tener un mismo gen que se diferencian en su secuencia molecular y que se puede manifestar en modificaciones concretas de la función de ese gen.

Cacuminal: relativo a las cumbres. Organismos cacuminales o de alta montaña.

Cambio climático: cambio en el clima que puede ser identificado (p. ej. mediante el uso de técnicas estadísticas) por cambios en los valores promedios o en la variabilidad de sus propiedades, que persisten durante un periodo determinado, usualmente décadas o periodos superiores. El cambio climático puede deberse a procesos naturales internos o a forzamientos externos como los ciclos solares, erupciones volcánicas y cambios antropogénicos persistentes en la composición de la atmósfera o en el uso del suelo. Esta definición difiere de la empleada por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), la cual en su artículo primero define el cambio climático como: 'un cambio en el clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad climática natural observada durante periodos de tiempo comparables'. Por lo tanto, la CMNUCC distingue entre el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica, y la variabilidad climática atribuible a causas naturales.

Cambio global: es un término genérico que describe los cambios a escala global en los sistemas, incluyendo el sistema climático, los ecosistemas y los sistemas socio-ecológicos. Como motores de cambio global se incluyen todas aquellas actividades que, aunque ejercidas localmente, tienen efectos que transcienden el ámbito local o regional para afectar el funcionamiento global del planeta.

Capacidad de adaptación: se refiere a la capacidad de una especie, o de las poblaciones que la constituyen, de hacer frente al cambio climático persistiendo *in situ*, ocupando microhábitats locales más apropiados, o migrando a regiones climáticamente más favorables. Depende de factores como la plasticidad fenotípica, la diversidad genética, el potencial evolutivo, las historias de vida, y la habilidad de dispersión y colonización.

Conductancia hidráulica: representa la mayor o menor facilidad con la que un determinado medio deja pasar un fluido (usualmente el agua) a través de él por unidad de área transversal a la dirección del flujo. En el caso de las plantas vasculares representa la capacidad de transportar agua de las raíces a las hojas por unidad de superficie.

Correlación: indica la fuerza y la dirección de una relación lineal entre dos variables estadísticas y su proporcionalidad.

Costra biológica del suelo: hace referencia al conjunto de especies vegetales no vasculares (líquenes, musgos, hepáticas) y microorganismos unicelulares o de organización simple (cianobacterias libres, hongos y algas) que habitan en el suelo, y a la estrecha relación que mantienen con la capa más superficial del mismo.

Decaimiento forestal: el conjunto de impactos (reducciones del crecimiento, defoliaciones y mortalidad) que pueden afectar a individuos de especies arbóreas en ecosistemas forestales debido a factores climáticos, bióticos, edáficos o su interacción.

Demografía: el estudio estadístico de la estructura y dinámica de las poblaciones, así como los procesos concretos que determinan su formación, conservación y desaparición, los cuales incluyen el reclutamiento, la mortalidad y la migración.

Ecofisiología: es la ciencia biológica que estudia las características fisiológicas de los organismos que les permiten vivir en un ambiente físico particular.

Ecología: relaciones de los seres vivos entre sí y con el medio en el que viven.

Embolia por cavitación: proceso por el cual se obstruye el camino hidráulico en el xilema (de las raíces a las hojas),

debido al desplazamiento del agua por parte de burbujas de aire a presión atmosférica (cavitación), que acaban ocupando el volumen del conducto xilemático (embolia). Un proceso de embolia por cavitación puede deberse a una lesión mecánica, a una tensión hídrica excesiva, o a ciclos de congelación y descongelación del agua xilemática.

Enfermedad emergente: problemas de salud identificados dentro de una historia relativamente actual, aproximadamente en los últimos 20 años.

Epigenética: estudio de cambios heredables en la función génica que se producen sin un cambio en la secuencia de las moléculas de acido desoxirribonucleico (ADN) y que son potencialmente reversibles.

Escenarios de emisiones: representación plausible de la evolución futura de las emisiones de sustancias que podrían ser radiativamente activas (p. ej. gases de efecto invernadero, aerosoles), basada en un conjunto coherente de supuestos sobre las fuerzas que las determinan (por ejemplo, el desarrollo demográfico y socioeconómico y la evolución tecnológica) y las principales relaciones entre ellos. Los escenarios de concentraciones, obtenidos a partir de los escenarios de emisión, se introducen en un modelo climático para obtener proyecciones climáticas. En las últimas décadas se han desarrollado diferentes escenarios de emisiones utilizados para las proyecciones del clima publicadas en los diversos informes del IPCC. En el Informe Especial del IPCC sobre escenarios de emisiones se publicaron las cuatro familias de escenarios (denominadas A1, A2, B1 y B2) basadas en líneas argumentales demográficas, sociales, económicas y técnicas. Estos escenarios se utilizaron para las proyecciones del clima expuestas en los capítulos 9, 10 y 11 del IPCC (informe 2001) y en los capítulos 10 y 11 del IPCC (informe 2007). Para el último informe del IPCC (2013-2014) se han desarrollado nuevos escenarios de emisiones para el cambio climático, descritos por cuatro trayectorias de concentración representativas.

Especies invasoras: aquellas que son introducidas por el ser humano fuera de su área nativa de distribución y que se naturalizan y expanden, produciendo cambios importantes en la composición, estructura o procesos de los ecosistemas, poniendo en peligro la diversidad biológica nativa.

Exposición: se refiere a la severidad del cambio climático que es probable que experimente una población o especie en una determinada localidad o región, y depende del porcentaje y magnitud del cambio en el clima.

Facilitación: relación entre individuos coexistentes, donde al menos uno de los individuos se beneficia de crecer junto al otro individuo y ninguno de los dos resulta perjudicado.

Fenología: ciencia que estudia los fenómenos biológicos que se presentan periódicamente acoplados a ritmos estacionales y que tienen relación con el clima y con el curso anual del tiempo atmosférico en un determinado lugar.

Fenotipo: es la expresión de un genotipo en función de un determinado ambiente.

Fisiología: es la ciencia biológica que estudia el funcionamiento de los seres vivos.

Frecuencia génica (o frecuencia alélica): es la proporción que se observa de un alelo específico respecto al conjunto de los que pueden ocupar un locus determinado en la población.

Genotipo: información genética que posee un organismo en particular, en forma de ADN. El genotipo, junto a factores ambientales que actúan sobre el ADN, determina las características del organismo, es decir, su fenotipo.

Gestión adaptativa: se define como un proceso iterativo de planificación, implementación y modificación de las estrategias de gestión en un contexto de incertidumbre y cambio constante.

Gestión anticipadora: se define como una gestión en la que se tiene en cuenta que el objeto de la misma tendrá que afrontar condiciones diferentes a las actuales, tratando de evitar los efectos negativos y aprovechar las oportunidades beneficiosas derivadas de las condiciones futuras proyectadas.

Gestión sostenible: una gestión económicamente viable, socialmente beneficiosa y ambientalmente respetuosa, gestionando los ecosistemas de manera que se preserven su estructura y los servicios que proveen a largo plazo.

Impacto: cualquier efecto específico y cuantificable en los sistemas naturales atribuible, al menos en parte, al cambio climático.

Locus: es una posición fija en un cromosoma, como la posición de un gen o un marcador genético. Una variante de la secuencia del acido desoxirribonucleico (ADN) en un determinado locus se denomina alelo.

Metapoblación: un conjunto de poblaciones locales parcialmente aisladas entre sí.

Mitigación: el conjunto de intervenciones humanas dirigidas a frenar el proceso del cambio climático, a través de la disminución de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera.

Modelos de Distribución de Especies (MDE): son técnicas estadísticas que relacionan las condiciones climáticas con los rangos de distribución de las especies (i.e. presencia-ausencia o abundancia), proyectando los cambios esperados en la distribución de estas especies bajo escenarios de cambio climático.

Monte bajo: masa forestal formada por individuos coetáneos procedentes de rebrotes de cepa o raíz.

Nicho ecológico: posición relacional de una especie o población en un ecosistema. Se refiere también a la 'ocupación' o a la función que desempeña un determinado individuo dentro de una comunidad o al hábitat compartido por varias especies.

Ontogenia: describe el desarrollo de un organismo, desde el óvulo fertilizado hasta su senescencia, pasando por la forma adulta. La ontogenia es estudiada por la biología del desarrollo.

Ordenación forestal (ordenación de montes): es la planificación de las actuaciones a desarrollar sobre un monte, durante un plazo variable, para alcanzar los objetivos de su propietario y satisfacer, simultáneamente, las demandas de la sociedad. La ordenación forestal debe incidir sobre todos los elementos del sistema monte, tanto sobre sus valores vivos de fauna y de flora como sobre las infraestructuras que permiten su conservación y aprovechamiento. Se trata por tanto de una actividad multidimensional, que combina aspectos ecológicos, económicos y sociales, todos ellos de una gran complejidad; y al mismo tiempo se desarrolla con distintos niveles de vigencia: estratégicos, tácticos y ejecutivos.

Plasticidad fenotípica: se define como la capacidad de un genotipo (o población/especie) de expresar fenotipos distintos en diversos ambientes.

Proyecciones climáticas: son evoluciones posibles del clima para el siglo XXI, cuando se asumen diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero como datos de entrada en los Modelos Generales de Circulación.

Proyecciones climáticas regionalizadas: son evoluciones posibles del clima en regiones o países concretos (p. ej. área mediterránea o España), elaboradas a partir de proyecciones globales con un aumento de resolución espacial a escala regional. Estas proyecciones están especialmente diseñadas para su utilización en el análisis de impactos y adaptación al cambio climático.

Reclutamiento: se define como la supervivencia de un individuo hasta su inclusión en la población reproductiva de su especie.

Resiliencia: se define como la capacidad de un sistema (p.ej. individuo, población, ecosistema, etc.) de recuperar la estructura y función previas a una perturbación o cambio exógeno (p. ej. un incendio o una sequía extrema).

Resistencia: se define como la fuerza ejercida por un sistema (p.ej. individuo, población, ecosistema, etc.) en sentido opuesto al cambio provocado por una perturbación o cambio exógeno (p. ej. un incendio o una sequía extrema).

Respiración del suelo: es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se pone de manifiesto a través del desprendimiento del CO_2 o el consumo de O_2 resultante del metabolismo de los organismos existentes del suelo.

Selvicultura: aplicación práctica de técnicas de gestión y conservación, entre otros fines, del monte, incluyendo el estudio, elaboración, análisis y perfeccionamiento de tales técnicas.

Sensibilidad: el grado en el que el crecimiento, reproducción, reclutamiento o supervivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima, particularmente de variables climáticas que probablemente sufran cambios importantes en un futuro próximo (20-50 años). Las poblaciones más sensibles serán las que sufran mayores reducciones en el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la supervivencia con cambios más pequeños en las variables climáticas. A nivel de especie, la sensibilidad se puede definir como el grado en el que la persistencia de las diferentes poblaciones que constituyen una especie depende del clima.

Servicios ecosistémicos: contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano, pudiéndose diferenciar tres tipos esenciales de servicios: abastecimiento, regulación y culturales. Los servicios de abastecimiento se derivan de la estructura biótica (p. ej. madera) y geótica (p. ej. la sal continental) del ecosistema. Los servicios de regulación proceden del funcionamiento de los ecosistemas (p. ej. la regulación climática). Por último, los servicios culturales suponen contribuciones intangibles que la población humana obtiene a través de su experiencia directa con los ecosistemas y su biodiversidad (p. ej. el disfrute estético de los paisajes).

Silvopascícola: los sistemas silvopascícolas son aquellos que unen en el mismo espacio, o están relacionados, elementos y aprovechamientos forestales y ganaderos.

Temperatura pivotal: temperatura de incubación del nido que produce una razón de sexos 1:1 en especies de réptiles e invertebrados en las que la determinación del sexo de los neonatos es dependiente de la temperatura.

Teoría moderna del portafolio: teoría de inversión que estudia como maximizar el retorno y minimizar el riesgo, mediante una adecuada elección de los componentes de una cartera de valores.

Umbral: valor mínimo de una magnitud a partir del cual se produce un efecto determinado.

Vulnerabilidad: el grado en el que un sistema es susceptible, e incapaz de hacer frente, a los efectos adversos del cambio climático. La vulnerabilidad consta de tres componentes: exposición, sensibilidad, y capacidad de adaptación.

7. ACRÓNIMOS

ACC: Adaptación al Cambio Climático

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

AGE: Administración General del Estado

AR5: Quinto Informe de Evaluación

CCAA: Comunidades Autónomas

CMNUCC: Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

CSIC: Consejo Superior de Investigaciones Científicas

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)

FSC: Forest Stewardship Council (Consejo para la Administración Forestal)

GTII: Grupo de Trabajo II

I+D: Investigación más Desarrollo

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático

IUCN: International Union for Conservation of Nature (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)

LTER: Long Term Ecological Research Network (Red de Investigación Ecológica a Largo Plazo)

MA: Migración Asistida

MDE: Modelo de Distribución de Especies.

ONG: Organismo no Gubernamental

OPI: Organismo Público de Investigación

PEFC: Programme for the Endorsement of Forest Certification (Programa para la Aprobación de la Certificación Forestal)

PEPNB: Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad

PFE: Plan Forestal Español

PNACC: Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

PORF: Planes de Ordenación de los Recursos Forestales

PORN: Planes de Ordenación de los Recursos Naturales

TEEB: The Economics of Ecosystems and Biodiversity (La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad)

1PT: Primer Programa de Trabajo

2PT: Segundo Programa de Trabajo

3PT: Tercer Programa de Trabajo

8. LISTA DE AUTORES CONTRIBUYENTES

- Aguilar Larrucea, Miguel
  Escuela Técnica Superior de Ingeniero de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España.
  Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, España.

- Álvarez Jiménez, Julio
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Anguita Alegret, Gonzalo
  Forest Stewardship Council (FSC) España, España.

- Aranda García, Ismael
  Departamento de Ecología y Genética Forestal, Centro de Investigación Forestal, INIA, España.

- Arrechea Veramendi, Enrique
  Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Zaragoza, Gobierno de Aragón, España.

- Atauri Mezquida, José Antonio
  EUROPARC-España, España.

- Bastos Araújo, Miguel
  Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.
  Universidad de Évora, Portugal.
  Centro de Macroecología, Evolución y Clima, Universidad de Copenhague, Dinamarca.

- Bedia Jiménez, Joaquín
  Grupo de Meteorología, Instituto de Física de Cantabria, CSIC, España.

- Benito Garzón, Marta
  Laboratorio de Ecología, Sistemática y Evolución, Universidad de París Sur, Francia.
  Centro Internacional de Investigación Ambiental y del Desarrollo (CIRED-CNRS), Francia.

- Blanco Vaca, Juan Antonio
  Departamento de Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, España.

- Blanes Arbeloa, María del Carmen
  Área de Ecología, Universidad de Jaén, España.

- Bonet García, Francisco Javier
  Centro Andaluz de Medio Ambiente (CEAMA), Universidad de Granada, España.

- Bosch Pérez, Jaime
  Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.

- Cabeza Jaimejuan, Mar
  Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.
  Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de Helsinki, Finlandia.

- Calama Sainz, Rafael
  Departamento de Selvicultura y Gestión Forestal, Centro de Investigación Forestal, INIA, España.

- Camarero Martínez, Jesús Julio
  Departamento de Biodiversidad y Restauración, Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, España.
  Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, España.

- Canadell Gili, Josep
  Proyecto de Carbono Global, Organización para la Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth (CSIRO), Australia.

- Carbonell Alanís, Roberto
  Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, España.

- Carraro, Vinicio
  Departamento de Medio Ambiente, Agricultura y Ciencias Forestales, Universidad de Padua, Italia.

- Carreira de la Fuente, José Antonio
  Área de Ecología, Universidad de Jaén, España.

- Casado Calle, María Jesús
  Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), España.

- Castillo Martínez, Federico José
  Departamento de Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, España.

- Castro Gutiérrez, Jorge
  Departamento de Ecología, Universidad de Granada, España.

- Cervera Goy, María Teresa
  Departamento de Ecología y Genética Forestal, Centro de Investigación Forestal, INIA, España.
  Unidad Mixta de Genómica y Ecofisiología Forestal, INIA/UPM, España.

- Coomes, David A.
  Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Cambridge, Reino Unido.

- Cuenca Bescós, Gloria
  Departamento de Ciencias de la Tierra, Universidad de Zaragoza, España.

- de la Hera Fernández, Iván
  Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, España.

- del Arco Aguilar, Marcelino
  Departamento de Biología Vegetal, Universidad de la Laguna, España.

- Delgado Baquerizo, Manuel
  Instituto Hawkesbury para el Medio Ambiente, Universidad de Sydney Occidental, Australia.

- Díaz Sala, Carmen
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Domingo Yerbes, José
  Ingeniero de Montes. Profesional independiente.

- Domínguez Clavijo, Mercedes
  Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, España.

- Escudero Alcántara, Adrián
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Estévez Malvar, Marcos
  Forest Stewardship Council (FSC) España, España.

- Fernández Haddad, Zaira
  Departamento de Economía, Universidad de Alcalá, España.

- Fernández Manjarrés, Juan F.
  Laboratorio de Ecología, Sistemática y Evolución, Universidad de París Sur, Francia.

- Fernández Nuñez, Esther
  Departamento de Producción Vegetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Ferreiro Domínguez, Nuria
  Departamento de Producción Vegetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Galiano Pérez, Lucía
  Departamento de Dinámica Forestal, Instituto Federal Suizo para la Investigación del Paisaje, la Nieve y los Bosques (WSL), Suiza.
  Centro de Leibniz para la Investigación Agraria (ZALF), Alemania.

- Gallardo Palacios, Antonio
  Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, España.

- Gallart Gallego, Francesc
  Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC, España.

- García Abril, Antonio Damián
  Escuela Técnica Superior de Ingeniero de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España.

- García Camacho, Raúl
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- García Díaz, Cristina
  Oficina Española del Cambio Climático (OECC), España.

- García Fernández, Alfredo
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- García Güemes, Carlos
  Servicio Territorial de Medio Ambiente de Burgos, Junta de Castilla y León.

- García Manjón, José Luis
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- García Valdés, Raúl
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.
  Centro de Ecología Funcional y Evolutiva (CEFE-CNRS), Francia.

- Garza Garrido, Raquel
  Oficina Española del Cambio Climático (OECC), España.

- Garzón Machado, Víctor
  Departamento de Biología Vegetal, Universidad de la Laguna, España.

- Gil Pelegrín, Eustaquio
  Unidad de Recursos Forestales, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, España.

- Gímenez Benavides, Luis
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Gómez Aparicio, Lorena
  Departamento de Geoecología, Biogeoquímica y Mocrobiología Ambiental, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, España.

- Gómez Calmaestra, Ricardo
  Subdirección General del Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, España.

- Gómez Sanz, Valentín
  Grupo de Investigación ECOGESFOR, Universidad Politécnica de Madrid, España.

- González Moreno, Pablo
  Estación Biológica de Doñana, CSIC, España.

- Gordo Alcoy, Oscar
  Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC, España.

- Gracia Alonso, Carles
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Gràcia Moya, Marc
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Guevara Morato, María Ángeles
  Departamento de Ecología y Genética Forestal, Centro de Investigación Forestal, INIA, España.
  Unidad Mixta de Genómica y Ecofisiología Forestal, INIA/UPM, España.

- Gutiérrez García, Daniel
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Gutiérrez Illán, Javier
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.
  Departamento de Ecosistemas Forestales y Sociedad, Universidad Estatal de Oregón, Estados Unidos.

- Gutiérrez Llorente, José Manuel
  Grupo de Meteorología, Instituto de Física de Cantabria, CSIC, España.

- Guzmán Álvarez, José Ramón
  Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.

- Hampe, Arndt
  Instituto Nacional de Investigación Agraria (INRA), Francia.
  Universidad de Burdeos, Francia.

- Hantson, Stijn
  Departamento de Geografía y Geología, Universidad de Alcalá, España.
  Instituto de Metereología e Investigación Climática - Investigación Atmosférica Ambiental (IMK-IFU), Alemania.

- Haro Ramos, Rafael
  Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, España.

- Hickler, Thomas
  Centro de Investigación para el Clima y la Biodiversidad (BIK-F), Alemania.
  Departamento de Geografía Física, Universidad de Goethe, Alemania.
  Departamento de Geografía Física y Análisis Ecosistémico, Universidad de Lund, Suecia.

- Hódar Correa, José Antonio
  Departamento de Ecología, Universidad de Granada, España.

- Imbert Rodríguez, Juan Bosco
  Departamento de Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, España.

- Iriondo Alegría, José María
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Lara Romero, Carlos
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Lechuga Ordoñez, Víctor
  Área de Ecología, Universidad de Jaén, España.

- Leverkus, Alex B.
  Departamento de Ecología, Universidad de Granada, España.

- Linares Calderón, Juan Carlos
  Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, España.

- Lines, Emily R.
  Departamento de Biología vegetal, Universidad de Cambridge, Reino Unido.
  Departamento de Geografía, Universidad College de Londres, Reino Unido.

- Lloret Maya, Francisco
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- López Quintanilla, José B.
  Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, España.

- Madrigal González, Jaime
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Maestre Gil, Fernando Tomás
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Marrero Gómez, Manuel Víctor
  Parque Nacional del Teide, España.

- Martín Esquivel, José Luis
  Parque Nacional del Teide, España.

- Martínez Martínez, Silvia
  Forest Stewardship Council (FSC) España, España.

- Martínez Mendizábal, Ignacio
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Martínez Vilalta, Jordi
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Matesanz García, Silvia
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Matías Resina, Luís
  Departamento de Ecología, Universidad de Granada, España.
  Escuela de Ciencias Naturales, Universidad de Stirling, Reino Unido.

- Merino Ortega, José Ángel
  Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, España.

- Mestre Guillén, Irene
  Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), España.

- Miguel Lobo, Jorge
  Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.

- Miranda López-Marín, Juan de Dios
  Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, España.
  Centro de Tecnología Repsol, España.

- Montero Castaño, Ana
  Estación Biológica de Doñana, CSIC, España.

- Moreno Horcajada, Gabriel
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Moreno Rodríguez, José Manuel
  Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha, España.

- Morente López, Javier
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Mosquera Losada, María Rosa
  Departamento de Producción Vegetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Nadal Sala, Daniel
  Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, España.

- Navarro Cerrillo, Rafael María
  Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba, España.

- Ojea Fernández-Colmeiro, Elena
  Basque Centre for Climate Change (BC3), España.

- Ortuño Hernández, Vicente Manuel
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

- Peguero Pina, José Javier
  Unidad de Recursos Forestales, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, España.
  Departamento de Biología, Universidad de las Islas Baleares, España.

- Peréz Tris, Javier
  Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, España.

- Picatoste Ruggeroni, José Ramón
  Oficina Española del Cambio Climático (OECC), España.

- Pleguezuelos Gómez, Juan Manuel
  Departamento de Zoología, Universidad de Granada, España.

- Pugnaire de Iraola, Francisco Ignacio
  Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, España.

- Quiroga Gómez, Sonia
  Departamento de Economía, Universidad de Alcalá, España.

- Ramírez García, Álvaro
  Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, España.

- Retana Alumbreros, Javier
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Rey Benayas, José María
  Departamento de Ciencias de la Vida, universidad de Alcalá, España.

- Rigueiro Rodríguez, Antonio
  Departamento de Producción Vegetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Rodríguez Cáceres, Gema
  Programa de Biodiversidad, WWF España, España.

- Rodríguez Camino, Ernesto
  Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), España.

- Rodríguez Urbieta, Itziar
  Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha, España.

- Ruiz Benito, Paloma
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.
  Escuela de Ciencias Naturales, Universidad de Stirling, Reino Unido.

- Sabaté Jorba, Santiago
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Sánchez Pescador, David
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Sánchez Salguero, Raúl
  Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba, España.

- Sancho Knapik, Domingo
  Unidad de Recursos Forestales, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, España.

- Sangüesa Barreda, Gabriel
  Departamento de Biodiversidad y Restauración, Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, España.

- Santiago Freijanes, José Javier
  Departamento de Producción Vegetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Sanz Elorza, Mario
  Investigador independiente.

- Serrada Hierro, Rafael
  Grupo de Investigación ECOGESFOR, Universidad Politécnica de Madrid, España.

- Sevilla Martínez, Froilán
  Servicio Territorial de Medio Ambiente de Burgos, Junta de Castilla y León.

- Solís Camba, Antonio
  Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

- Suárez Gálvez, Cristina
  Departamento de Economía, Universidad de Alcalá, España.

- Taiqüi Azzabi, Lahcen
  Facultad de Ciencias, Universidad Abdelmalek Essaadi-Mhannech II, Marruecos.

- Tellería Jorge, José Luís
  Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, España.

- Thuiller, Wilfried
  Laboratorio de Ecología Alpina, Universidad de Grenoble Los Alpes, Francia.

- Tíscar Oliver, Pedro Antonio
  Centro de Capacitación y Experimentación Forestal de Cazorla, España.

- Triviño De la Cal, María
  Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.
  Departamento de Biología y Ciencias Ambientales, Universidad de Jyväskylä, Finlandia.

- Valladares Ros, Fernando
  Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, España.

- Vallejo Calzada, V. Ramón
  Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Barcelona, España.
  Investigación Forestal, Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), España.

- Vayreda Duran, Jordi
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Vilà Cabrera, Albert
  Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) - Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), España.

- Vilà Planella, Montserrat
  Estación Biológica de Doñana, CSIC, España.

- Viñegla Pérez, Benjamín
  Área de Ecología, Universidad de Jaén, España.

- Wilson, Robert J.
  Universidad de Exeter, Reino Unido.
  Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, España.

- Zamora Rodríguez, Regino
  Departamento de Ecología, Universidad de Granada, España.
  Centro Andaluz de Medio Ambiente (CEAMA), Universidad de Granada, España.

- Zavala Gironés, Miguel Ángel de
  Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, España.

Impactos y Vulnerabilidad

Capítulos del 1 al 36

Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

IMPACTOS Y VULNERABILIDAD

CONTRIBUCIONES, Capítulos del 1 al 36

Índice

1. La evolución humana en el contexto de los cambios climáticos

Capítulo 1: Adaptación, vulnerabilidad e impacto en la evolución humana - *I. Martínez, G. Cuenca-Bescós* 81

2. Proyecciones de cambio climático

Capítulo 2: Tendencias observadas y proyecciones de cambio climático sobre España - *I. Mestre, M.J. Casado, E. Rodríguez* 87

3. Distribución y abundancia de poblaciones

3.1. Reino vegetal

Capítulo 3: *Vulnerabilidad y conservación de los relictos climáticos de larga duración - A. Hampe* 99

Capítulo 4: Vulnerabilidad al cambio climático de las plantas de alta montaña mediterránea - *A. Escudero, R. García-Camacho, A. García-Fernández, L. Giménez-Benavides, J.M. Iriondo, C. Lara-Romero, J. Morente, D.S. Pescador* 107

Capítulo 5: Efectos del cambio climático sobre la vegetación de la península ibérica - *M. Sanz-Elorza* 115

Capítulo 6: Los hongos y el cambio climático - *G. Moreno, J.L. Manjón, J. Álvarez-Jiménez* 129

3.2. Reino animal: Vertebrados

Capítulo 7: Implicaciones del cambio climático en la incidencia de los hongos quitridios patógenos de anfibios - *J. Bosch* 137

Capítulo 8: Vulnerabilidad de los reptiles ibéricos al cambio climático - *J.M. Pleguezuelos* 143

Capítulo 9: Impactos del cambio climático en la migración de las aves ibéricas - *O. Gordo* 153

Capítulo 10: Conservación de poblaciones singulares ante el cambio climático: el caso de las currucas capirotadas ibéricas - *J. Pérez-Tris, R. Carbonell, I. de la Hera, A. Ramírez, J.L. Tellería* 163

3.3. Reino animal: Invertebrados

Capítulo 11: Los Artrópodos en el contexto del bosque como refugio climático - *V.M. Ortuño.* 171

Capítulo 12: Cambios experimentados por los lepidópteros de la Sierra de Guadarrama entre los periodos 1967-1973 y 2004-2005 - *R.J. Wilson, J. Gutiérrez-Illán, D. Gutiérrez* 185

4. Poblaciones y comunidades

4.1. Procesos ecofisiológicos a nivel de individuo

Capítulo 13: Vulnerabilidad funcional del haya (*Fagus sylvatica* L.) ante un escenario de incremento en la intensificación y recurrencia de los periodos secos - *I. Aranda* 199

Capítulo 14: La arquitectura hidráulica como un factor clave para la supervivencia del arbolado ante el incremento de la aridez - *E. Gil-Pelegrín, J.J. Peguero-Pina, D. Sancho-Knapik* 207

4.2. Procesos demográficos

Capítulo 15: Efectos de la variación en el régimen de precipitación sobre la regeneración del bosque montano mediterráneo - *L. Matías, R. Zamora, J. Castro* 215

Capítulo 16: Efectos del clima y la estructura del rodal sobre procesos de mortalidad en los bosques ibéricos - *P. Ruiz-Benito, L. Gómez-Aparicio, E.R. Lines, D.A. Coomes, M.A. Zavala* 225

Capítulo 17: Efecto del cambio de los patrones de precipitación sobre las comunidades vegetales semiáridas - *J.D. Miranda, F.I. Pugnaire* 235

Capítulo 18: El decaimiento de abetares pirenaicos como paradigma de vulnerabilidad de los bosques ante el cambio climático - *J.J. Camarero*, *G. Sangüesa-Barreda*, *J.C. Linares* 243

Capítulo 19: Efectos del cambio climático sobre el crecimiento de *Abies pinsapo* y *Pinus nigra salzmannii* en el sur de la península ibérica: tendencias pasadas, presentes y futuras - *J.C. Linares, P.A. Tíscar, J.J. Camarero, G. Sangüesa-Barreda, M. Domínguez-Clavijo, J.A. Carreira* 255

Capítulo 20: La sequía y la gestión histórica como factores del decaimiento forestal en poblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* en el sur peninsular - *R.* Sánchez-Salguero, *R.M. Navarro-Cerrillo* 270

Capítulo 21: Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático - *A. Vilà-Cabrera, L. Galiano, J. Martínez-Vilalta* 283

4.3. Interacciones bióticas

Capítulo 22: Incidencia de la procesionaria del pino como consecuencia del cambio climático: previsiones y posibles soluciones - *J.A. Hódar* 295

Capítulo 23: La sequía y el muérdago actúan como factores de estrés combinados en el decaimiento de bosques de pino silvestre - *G. Sangüesa-Barreda, J.C. Linares, J.J. Camarero* 305

Capítulo 24: Las invasiones biológicas bajo un escenario de cambio climático - *M. Vilà, P. González-Moreno, A. Montero-Castaño* 313

5. Procesos ecosistémicos

Capítulo 25: Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero de carbono - *J. Vayreda, M. Gracia, J. Martínez-Vilalta, J.G. Canadell, J. Retana* 319

Capítulo 26: Vulnerabilidad de las masas de pinares continentales ordenados frente al aumento de la frecuencia de años secos: El papel del CO_2 y la gestión forestal - *J. Madrigal-González, S. Hantson, M.A. Zavala* 329

Capítulo 27: Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto de cambio climático - *S. Sabaté, D. Nadal-Sala, C. Gracia* 337

Capítulo 28: Vulnerabilidades de los recursos hídricos en relación al cambio climático y a sus interacciones con los ecosistemas terrestres - *F. Gallart* 345

Capítulo 29: Vulnerabilidad de los ciclos de nutrientes y los procesos del suelo frente a los principales impactos del cambio climático *A. Gallardo, M. Delgado-Baquerizo, F.T. Maestre* 353

6. Mecanismos de resistencia y resiliencia

Capítulo 30: Regulación epigenética de la respuesta adaptativa al cambio climático de las especies vegetales - *M.A. Guevara, C. Díaz-Sala, M.T. Cervera* 361

Capítulo 31: Mecanismos de estabilización y resiliencia de la vegetación frente a eventos climáticos extremos - *F. Lloret, A. Escudero, J.M. Iriondo, J. Martínez-Vilalta, F. Valladares* 369

Capítulo 32: El papel de la plasticidad fenotípica en la respuesta de la vegetación mediterránea al cambio climático - *S. Matesanz, F. Valladares* ... 377

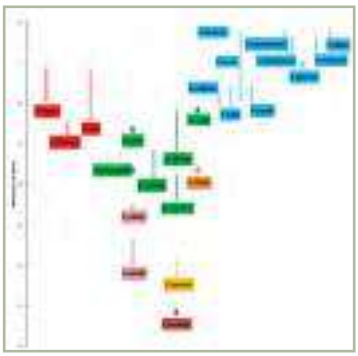
7. Modelización y prospectiva

Capítulo 33: Evaluación del riesgo ante al cambio climático para las aves de la península ibérica - *M. Triviño, M. Cabeza, W. Thuiller, T. Hickler, M.B. Araújo* 385

Capítulo 34: Los incendios forestales en España ante al cambio climático - *J.M. Moreno, I.R. Urbieta, J. Bedia, J.M. Gutiérrez, V.R. Vallejo* 395

Capítulo 35: ¿Debemos fiarnos de los modelos de distribución de especies? - *J.M. Lobo* 407

Capítulo 36: Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques ibéricos - *M.A. Zavala, P. Ruiz-Benito, M. Benito-Garzón, R. García-Valdés* 419



I. Martínez[1*], G. Cuenca-Bescós[2+]

[1]*Departamento de Ciencias de la Vida, Área de Antropología Física, Universidad de Alcalá*
[2]*Departamento de Ciencias de la Tierra, Grupo Aragosaurus-IUCA, Área de Paleontología, Universidad de Zaragoza*
[*]*Correo electrónico: ignacio.martinezm@uah.es*
[+]*Correo electrónico: cuencag@unizar.es*

1 Adaptación, vulnerabilidad e impacto en la evolución humana

Resultados clave

- Las modificaciones en la vegetación debidas a un cambio climático que comenzó hace 2'8 millones de años en el este de África fueron determinantes en la aparición del género *Homo*.
- Los datos sobre la diversidad relativa de las comunidades de micromamíferos en el yacimiento de Gran Dolina (Sierra de Atapuerca) señalan un periodo de despoblamiento de Europa, ligado a un cambio climático, hace entre 0'7 y 0'6 millones de años.
- La extinción de los neandertales estuvo estrechamente relacionada con las rápidas fluctuaciones climáticas sufridas en Europa a finales del Pleistoceno superior.
- El cambio de economía y de mentalidad debidos a la revolución neolítica son las causas fundamentales del profundo impacto de las actividades humanas en los ecosistemas de todo el mundo desde hace alrededor de 10.000 años.

Contexto

Desde su origen, hace alrededor de 3.600 millones de años (Ma) los seres vivos se han visto afectados por las variaciones climáticas que se han sucedido a lo largo de la historia de la Tierra. Los factores climáticos son determinantes en los parámetros físico-químicos (como son la temperatura ambiente, el grado de radiación solar, o la acidez y composición del agua) y también en las variables de naturaleza biológica (como son el tipo de vegetación y de fauna) de las que dependen la vida o la muerte de los organismos. Por ello, los seres vivos están sujetos a un incesante proceso evolutivo cuyo resultado es su adaptación a los distintos climas de cada momento. En este sentido, se podría describir la Vida como un sistema experto que convierte la energía en información, a través de un proceso de generación aleatoria de variabilidad y selección de las variantes más favorables para la supervivencia de los individuos en las condiciones ambientales de cada momento.

Nuestro linaje no ha sido inmune a esta circunstancia y durante la historia evolutiva de nuestro grupo zoológico los seres humanos, y sus antepasados, han sido afectados por las variaciones acaecidas en el clima (Finlayson 2010). Nuestra vulnerabilidad a los eventos de cambio climático han determinado la extinción de algunas especies de nuestra familia evolutiva y también han condicionado nuestra historia biogeográfica, especialmente en lo referido al poblamiento de las tierras del Viejo Mundo. Por otra parte, los cambios en el clima también han sido determinantes en la aparición de adaptaciones específicas y en la aparición de nuevas especies y, muy significativamente, jugaron un papel crucial en el surgimiento del propio género *Homo.*

La evolución biológica de nuestra estirpe desembocó en un fenómeno novedoso en la historia de la Vida: la evolución cultural, fruto de la cual los seres humanos consiguieron una independencia creciente de los factores climáticos. Finalmente, en el último tramo de nuestra historia evolutiva la humanidad se ha convertido en un factor cada vez más influyente en el clima, primero a escalas locales y, recientemente, a escala planetaria.

El establecimiento de las variaciones climáticas del pasado y de su influencia en las comunidades biológicas en general, y de la evolución humana en particular, es un problema que puede ser abordado a partir del registro geológico y también desde el registro fósil. En esta línea, el estudio de los granos de polen fosilizados proporciona una información de gran importancia pues

nos permite aproximarnos al conocimiento de variables tan dependientes de los factores climáticos como son el tipo de flora y las proporciones entre vegetación arbórea, arbustiva y herbácea. Desafortunadamente, las condiciones de fosilización presentes en muchos yacimientos con presencia humana, especialmente en cuevas, no favorecen la conservación del polen y hacen que el registro polínico en dichos yacimientos esté a veces ausente o sea muy discontinuo. Una vía complementaria de aproximación al problema la constituye el estudio de la fauna acompañante en dichos yacimientos.

Los restos de grandes mamíferos son muy abundantes en los yacimientos arqueológicos pero su valor en la reconstrucción paleoambiental está muy menguado por dos circunstancias. En primer lugar, el área de vida de dichos animales suele abarcar una gran extensión y su asociación a ambientes concretos resulta laxa en la mayoría de las especies presentes en los yacimientos. Así, es frecuente encontrar asociados en los yacimientos fósiles de equinos, habitualmente relacionados con ambientes abiertos, con otros de cérvidos, considerados como habitantes de medios más arbolados. Por otra parte, los restos de los grandes mamíferos llegaron a los yacimientos arqueológicos debido a su consumo por parte de los humanos y fueron sus preferencias cinegéticas, por encima otros factores medioambientales, las que determinaron la presencia de unas u otras especies.

Sin embargo, estos problemas pueden soslayarse si se emplean los fósiles de micromamíferos. La corta vida de los individuos, su reducida área de vida y la estrecha adaptación a ambientes muy concretos de muchas de sus especies, convierte a estos pequeños habitantes de los bosques, riberas y praderas en excelentes indicadores medioambientales. Además, los micromamíferos no eran presas de los humanos del pasado, por lo que su presencia en los yacimientos no responde a las actividades humanas y no muestra, por tanto, el sesgo antrópico (Cuenca-Bescós et al. 2012). En la mayoría de los casos, los restos de los micromamíferos llegaron a los yacimientos en el seno de egagrópilas de aves de presa, especialmente de lechuzas. Estas aves son depredadores generalistas que realizan un muestreo no sesgado de las especies de micromamíferos. Los paleontólogos han aprendido a distinguir las huellas de la digestión de estas aves en los huesos de sus víctimas y pueden así seleccionar los casos en los que la acumulación de restos fósiles de micromamíferos es razonablemente representativa de los ecosistemas del pasado. Entre las distintas aproximaciones realizadas a partir del estudio de los fósiles de micromamíferos, el análisis de la diversidad relativa de las comunidades de micromamíferos del pasado está ofreciendo resultados de gran interés y se ha revelado en los últimos años como una excelente herramienta en la reconstrucción paleoambiental en los yacimientos arqueológicos.

En esta línea, es interesante destacar que un mejor conocimiento de la estructura de las actuales comunidades de micromamíferos en los diferentes ambientes nos permitirá realizar reconstrucciones paleoambientales más precisas y fidedignas. Por ello, uno de los campos de investigación paleoecológica de mayor interés en la actualidad consiste en la recopilación y análisis de estos datos, a partir del estudio de egagrópilas, en los diferentes biotopos ibéricos.

Adaptación en la evolución humana: el origen del género *Homo*

Aunque el registro fósil es muy fragmentario, parece claro que los primeros representantes de nuestro linaje vivieron entre hace 4 y 6 Ma (Martínez 2012) (Figura 1). Les conocemos por un puñado de fósiles que proceden de una extensa región del continente africano que se extiende entre la actual República de Chad, Etiopía y Kenia. La especie de la que tenemos más datos es *Ardipithecus ramidus* que vivió hace alrededor de 4,4 Ma. Se trataba de primates cuya existencia transcurría en el seno del bosque tropical y cuyo tipo de vida y de alimentación no diferirían de las de los actuales chimpancés. Aunque su tipo de locomoción era fundamentalmente arborícola, eran bípedos facultativos que se erguían sobre sus extremidades posteriores para desplazarse por el suelo del bosque tropical.

Hace entre 35 y 2,5 Ma nuestra familia biológica gozaba de un cierto esplendor en cuanto al número de especies, de las que la mejor conocida es *Australopithecus afarensis*. En general, se trataba de formas plenamente adaptadas a la locomoción bípeda, aunque aún conservaban importantes capacidades arborícolas. La anatomía craneal, mandibular y, muy especialmente, de la dentición apuntan a que estos homínidos habían cambiado la dieta de sus antepasados para hacerla más variada, incluyendo productos vegetales que requerían una masticación algo más intensa. Aunque su vida seguía vinculada a los ambientes forestales, eran capaces de vivir y medrar en las lindes de los bosques y en las praderas arboladas.

Esta relativa diversidad comenzó a menguar como consecuencia de un cambio climático que comenzó hace unos 2,8 Ma y que afectó profundamente a la vegetación de los ecosistemas en los que vivían los homininos. En esa época, comenzaron a producirse en nuestro planeta marcadas oscilaciones climáticas, asociadas a la extensión de los mantos de hielo en el hemisferio norte durante las épocas frías, determinando un cambio en el régimen de lluvias que se fueron haciendo paulatinamente más escasas en la región oriental de África. Como consecuencia, los bosques fueron reduciéndose, mientras que las praderas y sabanas se extendieron por amplias regiones. En los yacimientos de esa época se registra el reemplazamiento de faunas (especialmente de micromamíferos y antílopes) asociadas a medios arbolados y ricos en agua por otras más características de praderas herbáceas (Bobe et al. 2002). Esta crisis climática y ecológica influyó decisivamente en la historia evolutiva de los homininos, contribuyendo a la desaparición de todos los representantes del género *Australopithecus* y propiciando la selección de nuevas formas mejor adaptadas a los medios más abiertos: los primeros representantes de los géneros *Paranthropus* (los parántropos) y *Homo* (los humanos).

Los parántropos medraron a lo largo de una amplia zona geográfica que abarcaba desde las riberas del Mar Rojo (en la actual Etiopía) hasta el extremo meridional del continente (en la actual Sudáfrica). Se trataba de homininos con un gran desarrollo del aparato masticador que estaban especializados en el consumo del tipo de plantas, más duras y fibrosas, que crecen en las praderas y sabanas africanas (Ungar & Sponheimer 2011). La especie *Paranthropus boisei*, que vivió en la

Figura 1

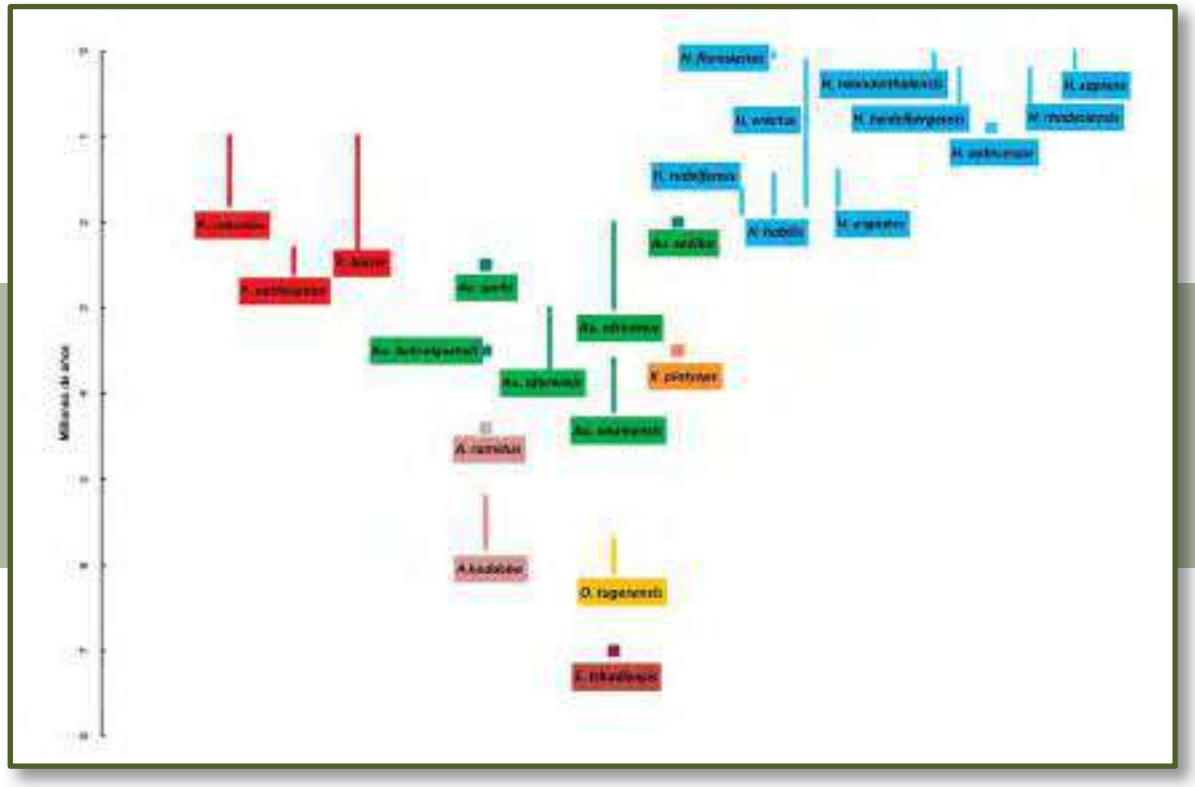


Figura 1. Distribución temporal de los homininos.

Fuente: Elaboración propia.

tierras orientales de África entre hace 2,3 y 1 Ma, fue la que llevó al extremo esta especialización y se ha determinado que las plantas de tipo C4 (características de los medios abiertos) constituirían hasta el 80% de su dieta (Cerling et al. 2011). A pesar de su especial adaptación a los nuevos ambientes abiertos, los parántropos se extinguieron finalmente hace alrededor de un millón de años. Solo nuestro género fue capaz de sobrevivir en un mundo desarbolado, merced a un revolucionario cambio que le habilitó para ocupar un nicho ecológico inédito en la historia de los primates: el consumo habitual de carne. El primer fósil atribuible a nuestro género es un resto de hueso maxilar y tiene una antigüedad cercana a los 2,5 Ma, aunque no es hasta hace 1,9 Ma que los fósiles son lo suficientemente abundantes y significativos. A la primera especie humana se le denomina *Homo habilis* y presenta como principal rasgo anatómico un cerebro netamente mayor que el de sus antepasados no humanos (Arsuaga & Martínez 1998).

La clave de la supervivencia de los primeros humanos no estuvo en un cambio anatómico que le facultara para cambiar su dieta. Se trató de un invento, el primero de nuestra historia, al que conocemos genéricamente como talla de la piedra. Fue la obtención de lascas con aristas, quebrando los cantos, lo que habilitó a los primeros humanos para rasgar la gruesa piel de los grandes ungulados y para cortar los músculos y tendones de las carcasas de los animales muertos. La talla de la piedra propició el cambio de nicho ecológico que permitió la supervivencia de nuestro linaje e inició la evolución cultural de la Humanidad. Se trata de un fenómeno exclusivo de nuestra estirpe, que ha ido ganando importancia frente a la evolución biológica, y es el que ha permitido a los seres humanos habitar con éxito en todos los ecosistemas terrestres del planeta.

Vulnerabilidad en la evolución humana: crisis en el poblamiento de Europa

Hasta los descubrimientos realizados en la Sierra de Atapuerca, a mediados de los años 90 del pasado siglo XX (Martínez 2012), parecía firmemente establecido que la humanidad no había arribado a nuestro continente hasta el filo del medio millón de años. Los resultados de más de un siglo de excavaciones en decenas de yacimientos arqueológicos así lo atestiguaban. Sin embargo, el descubrimiento de fósiles humanos e industria lítica asociada en Atapuerca ha demostrado que los humanos llegaron a Europa hace al menos 1,2 Ma. La vanguardia de los debates sobre el poblamiento de nuestro continente se centra ahora en determinar si dicho poblamiento fue continuo en el tiempo o si se interrumpió en ocasiones.

En los yacimientos europeos comprendidos entre hace cerca de 1,2 Ma y alrededor de 0,2 Ma pueden distinguirse dos fases, caracterizadas cada una por una manera diferente de producir la industria lítica o Modo tecnológico. El Modo 1 representa la forma más sencilla de tallar la piedra y apareció en África hace más de 2 Ma. Por su parte, el Modo 2 es más elaborado y se originó, también en el continente africano, hace algo menos de 2 Ma (Ambrose 2001).

El problema radica en que el Modo 2 aparece súbitamente en Europa hace alrededor de 500.000 años, asociado a la presencia de *Homo heidelbergensis*, mientras que los yacimientos más antiguos presentan útiles del Modo 1 y están asociados a *Homo antecessor*. Existe pues, un amplio desfase entre la llegada de ambos modos tecnológicos a Europa. Además, entre los últimos yacimientos con Modo 1, hace alrededor de 800.000 años, y los primeros con Modo 2, sobre los 500.000

años, hay un intervalo de casi 300.000 años sin registro de ocupación humana en Europa.

Una posible explicación para esta situación es admitir que hubo dos episodios diferentes de poblamiento de Europa. El primero protagonizado por *H. antecessor*, que traía consigo el Modo 1, y el segundo llevado a cabo por *H. heidelbergensis*, con el Modo 2. El amplio intervalo temporal sin apenas yacimientos con presencia humana, existente entre ambos episodios, correspondería a un momento de despoblamiento de Europa.

Sin embargo, existe otro punto de vista según el cual *H. heidelbergensis* no sería una especie inmigrante, sino que se habría originado por evolución local desde las poblaciones de *H. antecessor*. La súbita aparición del Modo 2 en Europa, hace medio millón de años es difícil de explicar desde esta hipótesis y habría que admitir un doble origen independiente (en África hace cerca de 2 Ma y en Europa hace 0,5 Ma) para esta manera de tallar la piedra. Para los partidarios de esta segunda explicación la ausencia de registro arqueológico y paleontológico de la humanidad en Europa entre hace 0,8 y 0,5 Ma no indicaría el despoblamiento del continente sino que se debería, sencillamente, a un sesgo de muestreo de dichos registros.

En este contexto, el yacimiento de Gran Dolina, en la Sierra de Atapuerca, ofrece una excelente oportunidad para contrastar ambas opiniones. Este yacimiento constituye un caso excepcional en Europa pues contiene un registro estratigráfico muy completo, que abarca desde hace cerca de 1 Ma hasta hace alrededor de 120.000 años, e incluye niveles con ocupación humana con el Modo1 y niveles de ocupación con el Modo 2. Pues bien, en los niveles intermedios, correspondientes a la época en la que los humanos parecen evaporarse del resto del continente, tampoco hay presencia humana registrada en Gran Dolina. De hecho, son los únicos niveles del yacimiento sin evidencias de dicha presencia. Este hecho concuerda con la idea de que en esa época los humanos habían desaparecido del continente europeo. Aunque también podría ocurrir que justo entonces, la cueva no fuera accesible para los humanos y que por eso sean los únicos niveles sin ocupación humana de Gran Dolina.

En este contexto, es muy interesante destacar que aunque no haya registro de ocupación humana de la cueva en dichos niveles, ni apenas restos de macromamíferos, sus sedimentos son ricos en fósiles de micromamíferos. Las investigaciones realizadas muestran que justo en esos niveles sin ocupación humana se refleja un importante cambio en la estructura de las comunidades de micromamíferos, que se hacen algo menos diversas y pasan de estar dominadas por especies típicas de medios abiertos y húmedos a predominar otras características de medios también abiertos pero más secos (Cuenca-Bescós et al. 2005, 2011) (Figura 2). Es muy sugestivo pensar que este cambio en las condiciones ambientales bien pudo estar relacionado con la desaparición de *H. antecessor* de Europa y su posterior sustitución por *H. heidelbergensis*.

Pero esta crisis no fue la única que hubieron de afrontar las poblaciones humanas europeas a lo largo del Pleistoceno. Hace unos 30.000 años comenzó en el hemisferio norte la fase más fría de la última glaciación. Durante esta época, las estepas invadieron las tierras de la mayor parte de Europa, que sufrieron importantes cambios ecológicos. Durante ese periodo se extinguieron los neandertales y el *Homo sapiens* se enseñoreó de las tierras de Europa.

Figura 2

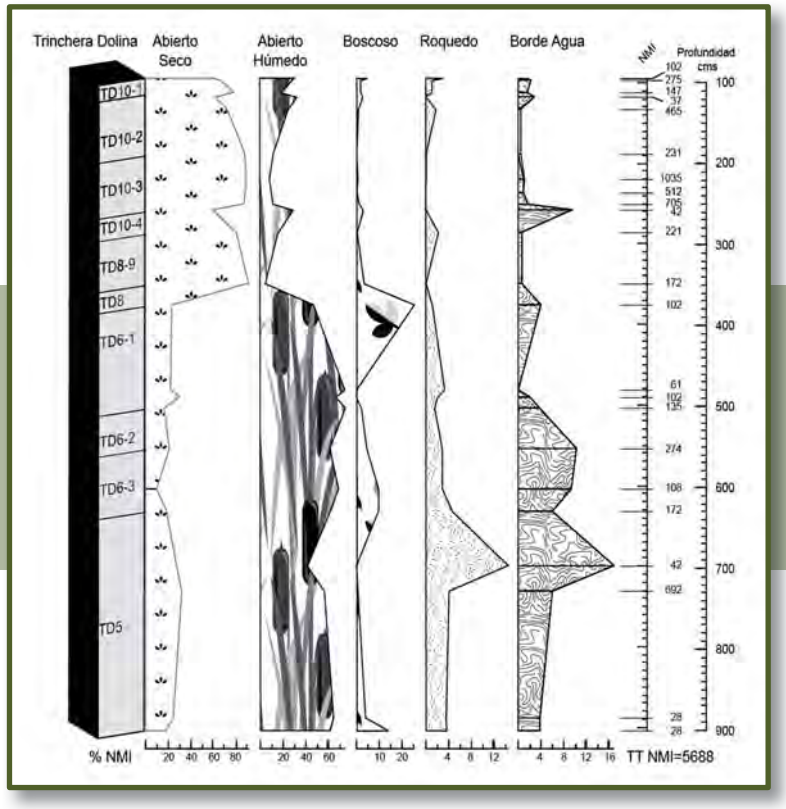


Figura 2. Riqueza relativa de especies de micromamíferos en el yacimiento de Gran Dolina (Sierra de Atapuerca, Burgos). NMI: Número Mínimo de Individuos.

Fuente: Elaborado a partir de Cuenca-Bescós et al. (2005).

Clásicamente, la desaparición de los neandertales se ha atribuido a una supuesta inferioridad mental y social frente a las poblaciones de *H. sapiens* que procedían de África y ante las que no pudieron competir. Sin embargo, esta idea se ha visto desafiada en los últimos años por un nuevo punto de vista que sostiene que las capacidades mentales de los neandertales no fueron muy diferentes de las de los actuales humanos, y que fueron factores ecológicos, determinados por cambios climáticos rápidos e intensos, los que ocasionaron el declive y desaparición de los neandertales (Finlayson y Carrión 2007). Otros autores, aún reconociendo la importancia de los factores climáticos y ecológicos en el proceso de extinción de los neandertales, siguen reservando un papel protagonista a la competencia con los humanos modernos, pues opinan que sin la presión de éstos los neandertales habrían sobrevivido a las crisis ambientales de la última glaciación (Banks et al. 2008).

En cualquier caso, sea con el concurso del *H. sapiens* o sin él, nadie duda en la actualidad de que fueron las extremas y rápidas fluctuaciones climáticas de finales del Pleistoceno superior la causa principal de la desaparición de las poblaciones neandertales.

Impacto en la evolución humana: la revolución neolítica

H. sapiens es, quizá, la más peculiar de todas las especies humanas. Comparada con las demás, destaca por tener el cuerpo más estrecho, el cráneo más esférico y sobre todo, la cara más pequeña y apenas sobresaliente. Nuestro comportamiento también presenta aspectos tan novedosos como son el arte y una gran versatilidad tecnológica, que incluye la invención de armas de largo alcance, como los propulsores y los arcos. Además, nuestra organización social es seguramente también mucho más compleja que la del resto de especies humanas. Todo ello nos ha facultado para poblar, en menos de cincuenta mil años, todos los ecosistemas del planeta (Finlayson 2010). Esta gran versatilidad ecológica indica una relativa liberación de la influencia de las condiciones ambientales. Por primera vez en la historia de la Vida, una especie se extiende con éxito desde los bosques del ecuador hasta el Ártico.

● Hace alrededor de diez mil años, coincidiendo con el final de la última glaciación, los humanos realizaron la mayor revolución de su historia desde la invención de la talla de la piedra. Se trata del comienzo de la agricultura y de la ganadería, que supuso el inicio de la economía de producción y el final de la economía basada en la caza y la recolección. A este momento de la historia de la humanidad lo llamamos Neolítico. En la revolución neolítica se encuentran el comienzo de la sedentarización y el origen de las ciudades, y se inició entonces la extraordinaria expansión demográfica que continúa en nuestros días.

● El nuevo tipo de economía determinó que los humanos comenzáramos a explotar sistemáticamente los territorios, modificándolos drásticamente para ponerlos a nuestro servicio. El fuego para aclarar los bosques, las obras hidráulicas para domar las aguas de los ríos, la creciente acumulación de deshechos, la extinción selectiva de especies competidoras y el favorecimiento de otras consideradas útiles fueron, y son, algunas de las herramientas con las que los humanos hemos alterado drásticamente los ecosistemas del planeta. Pero, quizá, el cambio más importante no fuera de índole económico. Se produjo otra transformación más profunda, que ha tenido gravísimas consecuencias para el resto de criaturas del planeta. Con la revolución neolítica dejamos de vernos como hijos de la Tierra y pasamos a considerarnos sus propietarios… Creced y multiplicaros.

● Nuestra especie, descendiente de un largo linaje cuya historia estuvo determinada por las condiciones medioambientales, se considera hoy al margen de la Naturaleza y ha pasado a engrosar la magra lista de especies capaces de producir un impacto ecológico global sobre el planeta. Incluso de modificar la composición de su atmósfera, tal como hicieron en los albores de nuestro mundo las cianobacterias. Pero hay algo, fruto de nuestra historia evolutiva, que nunca había estado al alcance de ningún otro organismo en la historia de la Vida. Somos la única criatura con la capacidad, y la responsabilidad, de elegir. En nuestra mano está decidir que nuestro futuro, el de nuestras hijas e hijos y el de nuestro mundo, sea mejor que el pasado.

Referencias bibliográficas

Arsuaga JL, Martínez I (1998) La especie elegida. Temas de hoy, Madrid.

Ambrose SH (2001) Paleolithic Technology and Human Evolution. *Science* 291:1748- 1753

Banks WE, d'Errico F, Peterson AT, Kageyama M, Sima A, Sánchez-Goñi MF (2008) Neanderthal Extinction by Competitive Exclusion. *PLoS ONE* 3:e3972

Bobe R, Behrensmeyer AK, Chapman RE (2002) Faunal change, environmental variability and late Pliocene hominin evolution. *Journal of Human Evolution* 42: 475-497

Cerling TE, Mbua E, Kirera FM, Manthi FK, Grine FE, Leakey MG, Sponheimer M, Uno KT (2011) Diet of *Paranthropus boisei* in the early Pleistocene of East Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 108:9337- 9341

Cuenca-Bescós G, Marín-Arroyo AB, Martínez I, González Morales MR, Straus LG (2012). Relationship between Magdalenian subsistence and environmental change: The mammalian evidence from El Mirón (Spain). *Quaternary Intern tional* 272-273:125-137

Cuenca-Bescós G, Melero-Rubio M, Rofes J, Martínez I, Arsuaga JL, Blain HA, López-García JM, Carbonell E, Bermudez de Castro JM (2011) The Early– Middle Pleistocene environmental and climatic change and the human expansion in Western Europe: A case study with small vertebrates (Gran Dolina, Atapuerca, Spain). *Journal of Human Evolution* 60:481-491

Cuenca-Bescós G, Rofes J, Garcia-Pimienta J (2005) Environmental change across the early-middle Pleistocene transition: small mammalian evidence

from the Trinchera Dolina cave, Atapuerca, Spain. En: Head MJ, Gibbard PL, editores. *Early-Middle Pleistocene Transitions: The Land-Ocean Evidence*. Geological Society of London, Special Publication 247, Londres. pp. 277-286

Finlayson C (2010) *El sueño del neandertal. Por qué se extinguieron los neandertales y nosotros sobrevivimos*. Editorial Crítica, Barcelona

Finlayson C, Carrión JS (2007) Rapid ecological turnover and its impact on Neanderthal and other human populations. *Trends in Ecology and Evolution* 22:213-222

Martínez I (2012) *El primate que quería volar*. Espasa, Madrid

Ungar, PS, Sponheimer M (2011) The Diets of Early Hominins. *Science* 334:190-193

I. Mestre, M.J. Casado, E. Rodríguez*

Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), C/ Leonardo Prieto Castro, 8, 28071, Madrid
**Correo electrónico: erodriguezc@aemet.es*

2 Tendencias observadas y proyecciones de cambio climático sobre España

Introducción

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (más conocido por sus siglas en inglés, IPCC) es una entidad científica creada en 1988 por la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Se constituyó para proporcionar información objetiva, clara, equilibrada y neutral del estado de conocimientos sobre el cambio climático a los responsables políticos y otros sectores interesados. El IPCC en su Quinto Informe de Evaluación (IPCC 2013) confirma y refuerza los resultados de anteriores informes, concluyendo que el cambio climático está teniendo lugar ya y continuará en las próximas décadas y siglos, siendo los humanos la causa principal de tal cambio. También concluye que si no hay una acción urgente y significativa para reducir nuestras emisiones de gases de efecto invernadero, los impactos del cambio climático serán más graves (IPCC 2013).

El IPCC concluye que el calentamiento del sistema climático es inequívoco. Desde 1950 se han observado cambios en el sistema climático que no tienen precedente, tanto si se comparan con registros históricos observacionales, que datan de mediados del siglo XIX, como si se comparan con registros paleoclimáticos referidos a los últimos milenios. Las observaciones permiten afirmar que la atmósfera y los océanos se han calentado, que la cantidad y extensión de las masas de hielo y nieve han disminuido, que el nivel del mar ha subido y que las concentraciones de gases de efecto invernadero han aumentado (IPCC 2013).

La temperatura media global muestra un incremento de 0,85ºC (entre 0,65ºC y 1,06ºC) en el periodo 1880-2012. Cada una de las últimas tres décadas ha sido más cálida que todas las anteriores desde 1850, siendo la primera década del siglo XXI la más cálida de todas. Las tendencias en periodos cortos (entre 10 y 15 años) están muy afectadas por la variabilidad natural, tal y como sucede, por ejemplo, en los últimos 15 años, en los que la tasa de calentamiento ha sido inferior a la media registrada desde 1951. La precipitación ha aumentado en las zonas terrestres de latitudes medias del hemisferio norte desde 1950. Se han observado cambios en los episodios extremos desde 1950. El número de días y noches frías ha disminuido y el número de días y noches cálidas ha aumentado a nivel global (IPCC 2013).

Respecto a las proyecciones futuras y basándose en unos nuevos escenarios de emisión (las denominadas Sendas Representativas de Concentración o RCP, de sus siglas en inglés, que se identifican por su forzamiento total para el año 2100, variando entre 2.6W/m^2 (RCP2.6) y 8.5W/m^2 (RCP8.5), el IPCC afirma que las emisiones continuadas de gases de efecto invernadero causarán un calentamiento adicional al actualmente existente. Unas emisiones iguales a las tasas actuales o superiores inducirán cambios en todos los componentes del sistema climático, algunos de ellos sin precedentes en cientos o miles de años. Los cambios tendrán lugar en todas las regiones del globo, incluyendo cambios en la tierra y en el océano, en el ciclo del agua, en la criosfera, en el nivel del mar, en algunos episodios extremos y en la acidez de los océanos. Muchos de estos cambios persistirán durante muchos siglos. La limitación del cambio climático requerirá reducciones substanciales y sostenidas de las emisiones de CO_2 (IPCC 2013).

El cambio de la temperatura superficial no será regionalmente uniforme, si bien, en el largo plazo, el calentamiento será mayor sobre tierra que sobre los océanos. La Región Ártica se calentará más rápidamente. En un clima más cálido, el contraste en la precipitación

estacional media entre las regiones secas y húmedas aumentará en la mayor parte del globo. Las regiones situadas en latitudes altas y en el océano Pacífico ecuatorial verán incrementarse sus precipitaciones. Las proyecciones para las próximas décadas de muchas magnitudes muestran cambios similares a los ya observados. En la mayoría de las regiones habrá más episodios relacionados con extremos de altas temperaturas y menos relacionados con extremos de bajas temperaturas. Las olas de calor serán más frecuentes y tendrán mayor duración. Los fríos invernales extremos continuarán ocurriendo ocasionalmente. En algunas áreas aumentará la frecuencia, intensidad y/o cantidad de precipitaciones fuertes (IPCC 2013).

En la región Mediterránea tendrá lugar un incremento de temperatura superior a la media global, más pronunciado en los meses estivales que en los invernales. Para el escenario RCP8.5 y para finales del siglo XXI, la región Mediterránea experimentará incrementos medios de temperatura de 3,8ºC y de 6,0ºC en los meses invernales y estivales, respectivamente, y reducciones medias de precipitación de 12% y de 24% en los meses invernales y estivales, respectivamente. Habrá un aumento de los extremos relacionados con las precipitaciones de origen tormentoso (IPCC 2013).

Mientras que la situación general se describe detalladamente a nivel global e incluso regional (región Mediterránea; IPCC 2013), en esta contribución se resumen las tendencias climáticas tanto observacionales como proyectadas para el siglo XXI sobre el territorio español que presentan características específicas y diferenciadas.

Tendencias observadas de temperatura y precipitación sobre España

Datos y Metodología

Para analizar las tendencias observadas de temperatura y precipitación sobre España se han seleccionado unas determinadas series atendiendo a su longitud temporal y haber sido sometidas a un control de calidad, relleno de lagunas y homogeneización. Para la temperatura se han considerado por un lado los resultados obtenidos por Brunet et al. (2006) que utilizan las 22 series más largas de temperaturas medias (Tmed), máximas (Tmax) y mínimas (Tmin) diarias españolas, que cubren el periodo 1850-2005 y por otro los de Luna et al. (2012), que utilizan un conjunto de 42 observatorios principales con datos mensuales de temperatura de 1965 a 2010. Estos observatorios han sido seleccionados por AEMET atendiendo a criterios de representatividad geográfica y continuidad en el tiempo tanto en lo que se refiere a la ausencia o escasez de lagunas en el pasado como en el futuro dado que son observatorios principales. Para la precipitación se ha utilizado un conjunto de 66 series mensuales que cubren el periodo 1901-2008 (Luna et al (2012)). Los resultados se presentan en forma de gráficos y tablas que muestran la significación estadística de las tendencias, anualmente y por estaciones y para dos periodos diferentes según la disponibilidad de los datos de la variable considerada en Luna et al. (2012) (1965-2010 y 1981-2010 para temperatura y 1901-2008 y 1951-2008 para precipitación).

Tendencias observadas de temperatura

Según Brunet et al. (2006), las 22 series más largas muestran que los promedios anuales de la temperatura media diaria se han incrementado significativamente en 0,13ºC/década en el periodo 1901-2005, aunque no de forma lineal. Según Luna et al. (2012), con el conjunto de 42 observatorios se ha estimado que la tendencia media (significativa al 1%) para el periodo completo 1965-2010

Figura 1.

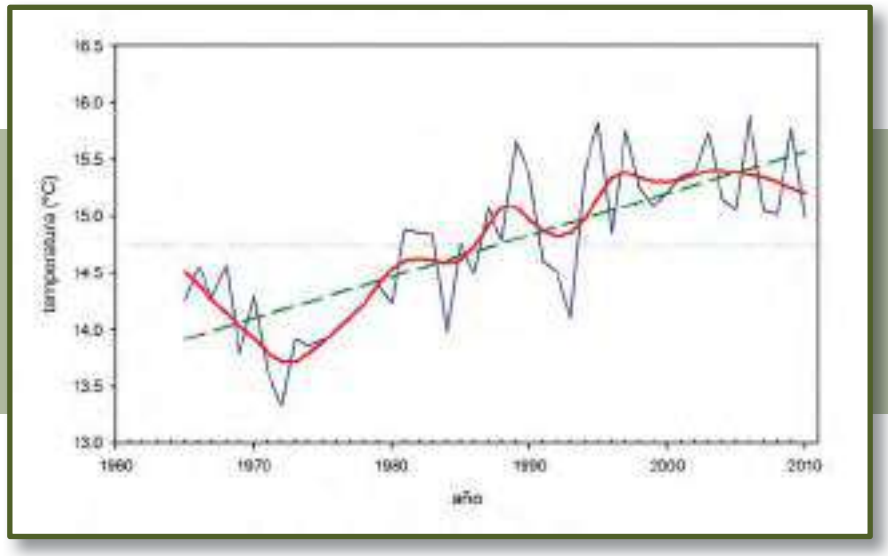


Figura 1. Evolución de la temperatura media anual para España peninsular y Baleares para el periodo 1965-2010. Se representa también la serie suavizada con un filtro *loess* (en rojo).

Fuente: Elaborado a partir de Luna et al. (2012).

Tabla 1. Tendencias de la temperatura media para España peninsular y Baleares para dos periodos temporales (en negrita las significativas al 5% pero no al 1%, en negrita y cursiva las significativas al 1%; Luna et. al. 2012)

Tendencias en ºC/10 años	1965-2010	1981-2010
AÑO	***0.37***	**0.26**
PRIM (MAM)	***0.50***	***0.51***
VER (JJA)	***0.56***	***0.52***
OTO (SON)	**0.23**	-0.05
INV (DEF)	0.13	0.04

es de 0,37ºC/10 años, un valor ciertamente elevado que si se extrapolara a cien años conduciría a un valor de la tendencia del orden de 5 veces superior a la tendencia media global en los últimos 100 años. Para los últimos 30 años la tendencia (significativa al 5%) se reduce algo, resultando en 0,26ºC/100 años. La curva de temperatura media anual también sobre España (Fig. 1) muestra la estabilización de las temperaturas en los últimos años detectada a nivel global por el IPCC.

Como se muestra en la Tabla 1, las dos estaciones del año con mayor tendencia son primavera y verano, ambas con tendencias muy significativas estadísticamente en los dos periodos considerados. El valor de estas tendencias es aproximadamente 0,5ºC/10 años. El otoño presenta la particularidad de mostrar una tendencia ligeramente negativa y no significativa en los últimos 30 años, si bien para el periodo completo 1965-2010 la tendencia es positiva y significativa al 5%. El invierno es la estación que para el conjunto de los dos periodos considerados tiene menor tendencia, y en los últimos 30 años casi no tiene tendencia. Las tendencias para los dos periodos considerados no son significativas estadísticamente al 5%, siendo la única estación para la que sucede esto.

Tendencias observadas de precipitación

Luna et al (2012) y Luna et al. 2012b, muestran que las tres primeras décadas (1901-1930) presentan valores promediados muy similares a los de las tres últimas (1981-2008) mientras que las décadas (1961-1979) son las más lluviosas del registro coincidiendo con un pico en la precipitación. Destaca también un máximo secundario en la década de los 30, seguido por años de sequía centrados en 1950. El contraste entre estos años secos y los muy lluviosos que vienen a continuación, en la década de los 60, dibujan el tramo ascendente más pronunciado de la serie filtrada en la Fig. 2.

Como muestra la Tabla 2, la tendencia a lo largo del periodo completo de 108 años es despreciable, del orden de 8 mm por siglo. En cambio si empezamos la serie en 1951 encontramos una tendencia decreciente apreciable, de 13,2 mm/10 años, que sin embargo no llega a la significación estadística al 5%. Es evidente de la Fig. 2, por otra parte, que si empezáramos en 1961 la tendencia decreciente sería todavía mayor, pues los años 50 fueron

Figura 2.

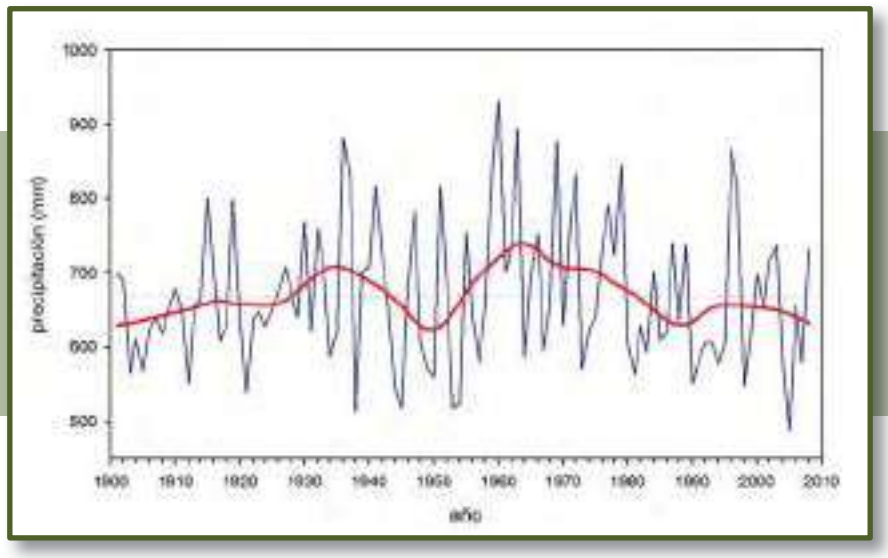


Figura 2. Evolución de la precipitación acumulada anual para España peninsular y Baleares para el periodo 1900-2010. Se representa también la serie suavizada con un filtro *loess* (en rojo)

Fuente: Elaborado a partir de Luna et al. (2012).

Tabla 2. Tendencias en series largas de precipitación (mm/10 años) para dos periodos temporales (en negrita las tendencias significativas al 5% pero no al 1%, en negrita y cursiva las significativas al 1%; Luna et. al. 2012)

Tendencias en ºC/10 años	1901-2008	1951-2008
AÑO	0.8	-13.2
PRIM (MAM)	-0.8	-2.1
VER (JJA)	0.05	**-3.3**
OTO (SON)	0.2	1.7
INV (DEF)	1.6	-9.9

relativamente secos. Esta tendencia es en efecto de -19,4 mm/10 años, valor que extrapolado a un siglo supondría un descenso de la precipitación media de casi 1/3. Con todo esta tendencia tan acusada desde 1961 no llega a ser significativa al 5% con el test de Mann-Kendall, aunque está muy cerca. Una conclusión que podemos extraer de este análisis es que la gran variabilidad decadal de la precipitación hace que puedan aparecer tendencias sobre varios decenios que no sean extrapolables sin más a periodos más largos (Luna et. al. 2012).

Las tendencias estacionales para el periodo completo son todas de magnitud pequeña (véase Tabla 2), ninguna llega a los 2 mm/10 años, y tampoco ninguna es estadísticamente significativa. En cambio si empezamos en 1951 el invierno muestra una tendencia decreciente importante de casi 10 mm/10 años, que extrapolada a un siglo reduciría a la mitad la precipitación invernal en España. Pese a su magnitud esta tendencia no es significativa estadísticamente al 5% con el test de Mann-Kendall, lo que da idea de la importantísima variabilidad interanual de la precipitación invernal. De hecho en esta estación el coeficiente de variación (cociente entre la desviación típica y la media) es de un 35,6%, el mayor de todas las estaciones del año, seguido a corta distancia por el verano, con un 34,2% (pero la precipitación media en verano es menos de la mitad que en invierno, lo que infla el coeficiente de variación). En otoño y primavera el coeficiente de variación es de alrededor del 26%. Para la serie anual es inferior, un 15%. La única tendencia significativa ocurre en verano desde 1951, con una magnitud de -3,3 mm/10 años. En este mismo periodo la primavera y el otoño muestran pequeñas tendencias, decreciente la primera y creciente el segundo (Luna et al. 2012)

Proyecciones de cambio climático

Datos y Metodología

Los datos utilizados en esta contribución –salvo que explícitamente se indique lo contrario- proceden de la base de datos denominada "Escenarios PNACC-Datos mensuales" que constituye la colección de escenarios climáticos regionalizados del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. La colección de datos procede de distintas fuentes que abarcan metodologías alternativas de regionalización: (i) dos proyectos (ESCENA, de regionalización dinámica y ESTCENA, de regionalización estadística) financiados por el antiguo Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, hoy Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) en el marco del Plan Nacional de I+D+i 2008-11 y su Acción Estratégica Energía y Cambio Climático; (ii) Proyectos de regionalización de AEMET; (iii) Proyecto ENSEMBLES, del 6º Programa Marco de I+D de la UE. Los datos y la colección de variables consideradas por su utilidad para los distintos sectores activos en la evaluación de los efectos del cambio climático, están descritos con detalle en la correspondiente guía de usuario de "Escenarios-PNACC Datos mensuales" (disponible en http://www.aemet.es/). Todos los datos regionalizados utilizan modelos globales del CMIP3 y escenarios de emisión (SRES) correspondientes al Cuarto Informe de Evaluación del IPCC. Las características de los datos basados en regionalización dinámica (proyecto ESCENA) están descritas en (Fernández et. al 2012), mientras que las características de los datos basados en regionalización estadística (proyecto ESTCENA) están descritas en (Gutiérrez et. al 2012). Los datos generados por AEMET están descritos en (Ramos et al. 2013). La información se presenta en gráficos que incluyen la evolución media de todas las proyecciones obtenidas por los distintos modelos y técnicas de regionalización utilizados así como su incertidumbre, expresada en forma de banda coloreada que representa más/menos una desviación típica estándar alrededor de la evolución media. A todas las proyecciones se les ha asignado el mismo peso. El número de modelos y técnicas utilizados para cada escenario está indicado, entre paréntesis, en las figuras. Todas las gráficas que se presentan en esta sección están referidas a cambios en las variables consideradas respecto al periodo de referencia 1961-2000.

Temperatura

Todas las proyecciones generadas muestran un aumento progresivo de las temperaturas máximas a lo largo del siglo XXI (Fig. 3), más rápido para el escenario SRES más emisivo (A2) y más lento para el escenario menos emisivo (B1). Así, para finales de siglo, cuando los aumentos son mayores, es probable que la variación del valor medio de la temperatura máxima de los dos últimos decenios respecto al valor de referencia (1961/2000) esté comprendida entre 3,8ºC y 5,8ºC para el escenario de emisiones altas (A2) y entre 2,1ºC y 3,3ºC para un escenario de emisiones bajas (B1). Las temperaturas máximas estivales son las que experimentarán mayores cambios, entre 3,4ºC y 6,7ºC mientras que las invernales son las que tendrán menos variaciones, entre 2,1ºC y

Figura 3.

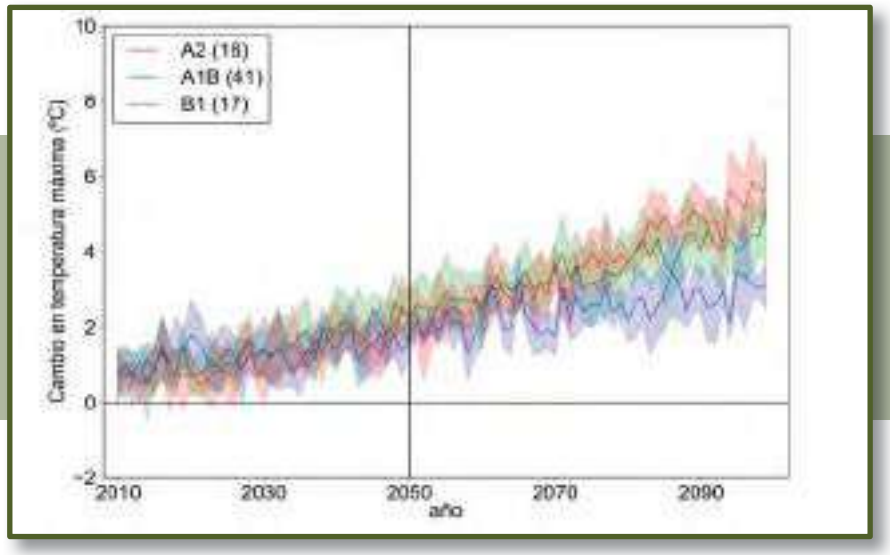


Figura 3. Evolución del cambio en temperatura máxima diaria. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

4,0ºC, ambas para el escenario de emisiones medias-altas (A1B). Respecto a la incertidumbre debida a los modelos globales y las técnicas de regionalización, estas son mayores en el verano. Los resultados con la base de datos integrada aquí utilizada confirman los resultados obtenidos por Casado y Ramos (2013) con unos datos que incluyen un menor número de miembros en las simulaciones.

Estos cambios en las temperaturas máximas inducen cambios en los índices extremos asociados a esta variable. El percentil 95% de la temperatura máxima diaria (referido al mismo periodo de referencia) (Fig. 4) muestra mayores cambios que el correspondiente al valor medio indicando un ensanchamiento de la curva de distribución de probabilidad.

La longitud máxima de las olas de calor aumentará progresivamente a lo largo del siglo. Este aumento será más rápido en la zona interior del cuadrante sureste de la península. También se observa un aumento apreciable de la incertidumbre inducida por los modelos globales para finales de siglo (Fig. 5).

Figura 4.

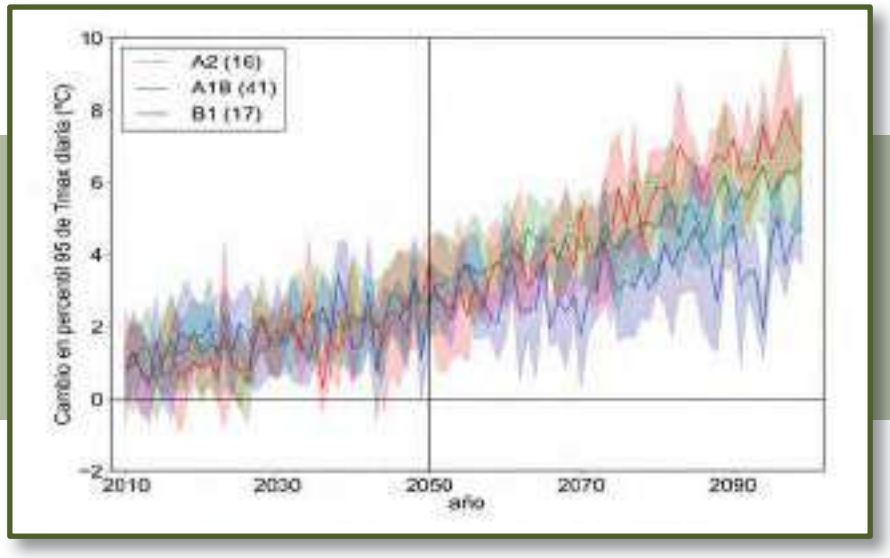


Figura 4. Evolución del cambio del percentil 95% de la temperatura máxima diaria. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Figura 5.

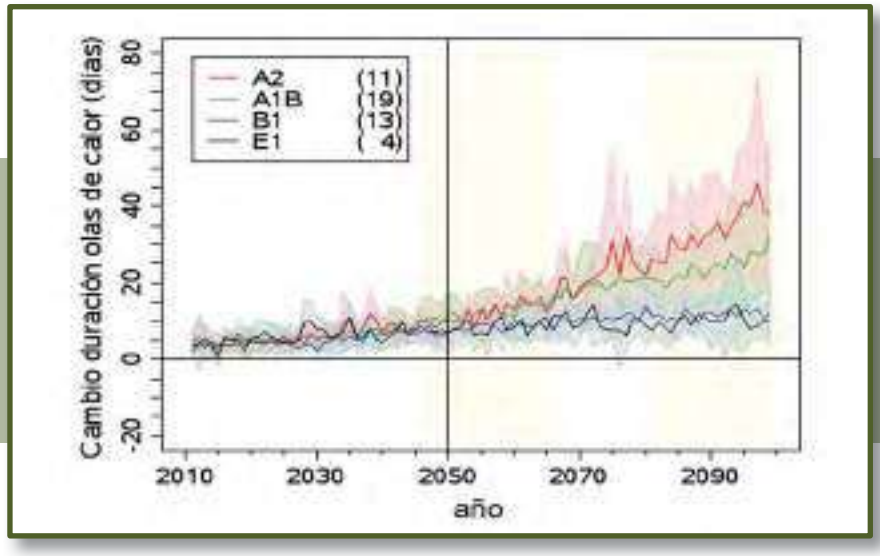


Figura 5. Evolución del cambio en la longitud máxima de las olas de calor. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET utilizando métodos estadísticos respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B, B1 y E1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: www.aemet.es

Al igual que para la temperatura máxima, todas las proyecciones de temperatura mínima (Fig. 6) muestran un aumento progresivo a lo largo del siglo XXI, en todas las zonas geográficas de España peninsular aunque menor que para la temperatura máxima. Por tanto, los mayores aumentos se obtienen para finales de siglo. Sin embargo, la rapidez con la que se puede producir este aumento varía, principalmente, según el escenario de emisión, poniéndose de manifiesto esta diferencia a finales se siglo. Los aumentos mayores son más probables en los escenarios más emisivos, así, es probable que la variación del valor medio de la temperatura mínima de España peninsular para los dos últimos decenios esté comprendida entre 2,8ºC y 4,3ºC para el escenario más emisivo (A2) y entre 1,6ºC y 2,5ºC para el escenario menos emisivo (B1). Los cambios son mayores en los meses estivales (entre 2,5ºC y 4,6ºC) y menores en invierno (1,6ºC y 3,4ºC) y primavera para el escenario de emisiones medias-altas (A1B). Respecto a la incertidumbre debida a modelos globales y técnicas de regionalización, también son mayores en el verano que en el invierno. Al igual que en el caso de la temperatura máxima, los resultados con la base de datos integrada aquí utilizada confirman los resultados obtenidos por Casado y Ramos (2013).

Figura 6.

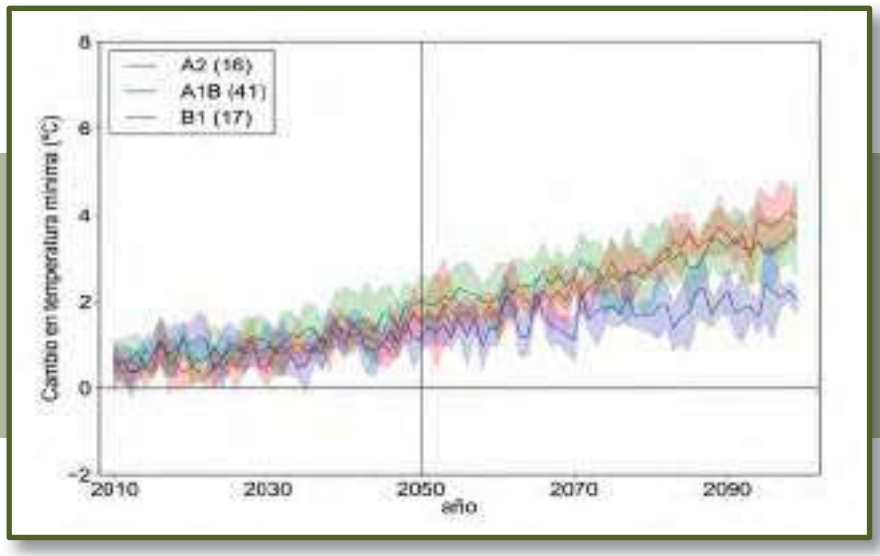


Figura 6. Evolución del cambio en temperatura mínima diaria. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Figura 7.

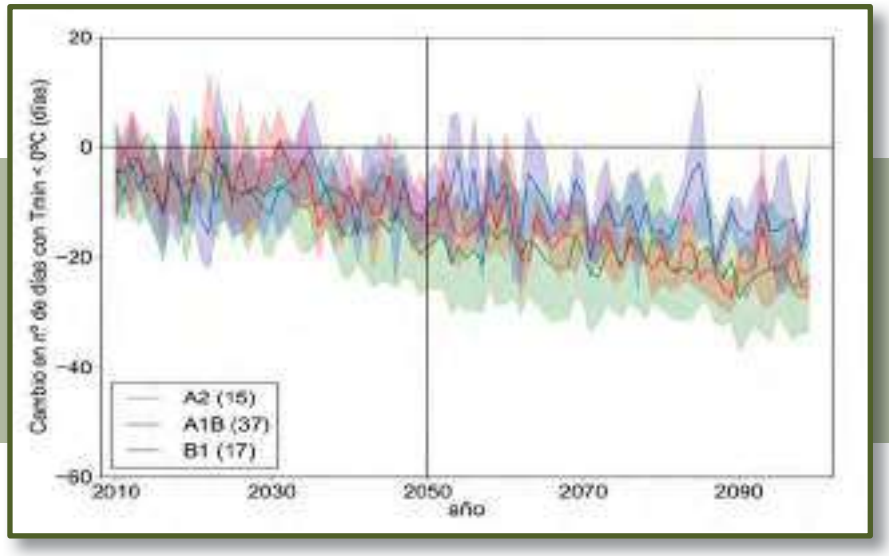


Figura 7. Evolución del cambio del número de días de helada (Tmin < 0ºC) en temperatura mínima diaria. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Igualmente al caso de la temperatura máxima, este aumento de la temperatura mínima lleva consigo una variación de los índices extremos asociados a esta variable. Así, se estima una disminución en el número de días de heladas (Tmin < 0ºC) (Fig. 7), especialmente en el área pirenaica. En esta zona y para finales de siglo (periodo 2081/2100) es probable que haya entre 20 y 40 días menos de heladas que en el periodo 1961/2000. En las zonas de la mitad sur peninsular y zonas costeras, donde actualmente se registran pocos días de heladas, es muy probable que para finales de siglo las temperaturas no bajen por debajo de los 0ºC.

El percentil 5% de la temperatura mínima diaria (referido al mismo periodo de referencia) (Fig. 8) muestra cambios menores que el correspondiente al valor medio indicando un ensanchamiento de la curva de distribución de probabilidad.

A lo largo del siglo XXI habrá un aumento progresivo en el número de noches cálidas (T_{min} > 20ºC). Así, para finales de siglo y a nivel de la España peninsular, es probable que el porcentaje de noches cálidas anuales aumente hasta en 50 días respecto al periodo de referencia para el escenario más emisor (Fig. 9). Este aumento será más acusado en la parte sur y este peninsular y más suave en la cornisa cantábrica.

Figura 8.

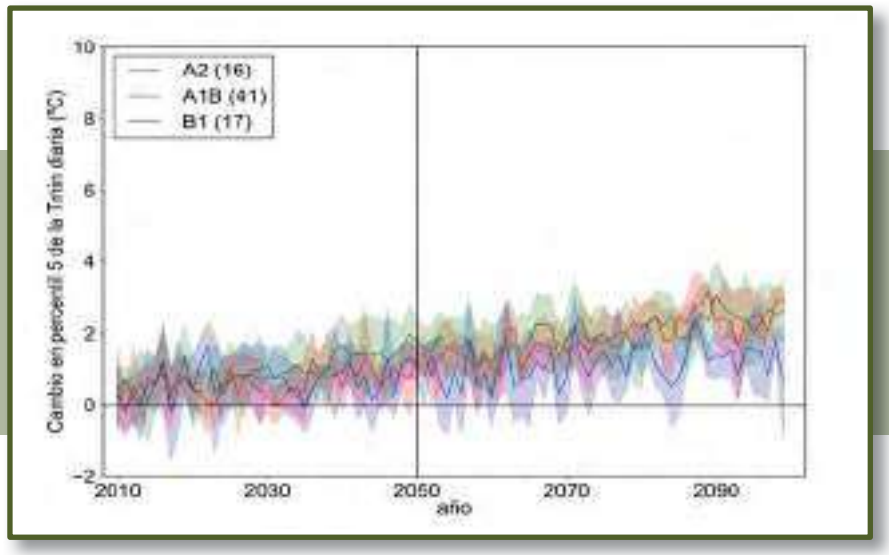


Figura 8. Evolución del cambio del percentil 5% de la temperatura mínima diaria. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Figura 9.

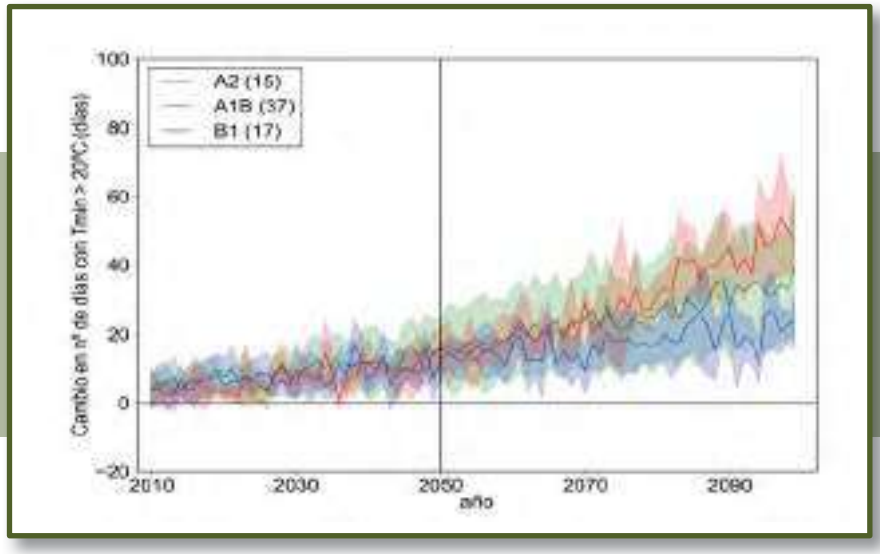


Figura 9. Evolución del cambio en el número de días con Tmin > 20ºC. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Precipitación

A diferencia de las temperaturas máximas y mínimas, para la precipitación acumulada no todas las proyecciones muestran una tendencia similar, incluso en el signo. Mayoritariamente, se aprecia una tendencia a la disminución de la precipitación aunque existen proyecciones que no muestran tendencia significativa o incluso pueden tener una tendencia positiva. Las proyecciones de los escenarios más emisivos son las que muestran mayor acuerdo en sí (más de la mitad de las proyecciones muestran tendencia significativa y éstas son todas negativas) y dan mayor disminución de las precipitaciones para finales de siglo. El cambio relativo de la precipitación media del periodo 2081/2100 respecto al periodo de referencia se sitúa entre -10% y -27% para el escenario A2 y entre el -2% y el –17% para el escenario B1 (Casado y Ramos 2013). En términos absolutos y promediados para toda la península la reducción en la precipitación acumulada anual puede llegar a alcanzar los 20 mm/mes (Fig. 10).

El desacuerdo entre las proyecciones es mayor en el invierno (algo más de la mitad de las proyecciones obtenidas para el escenario A1B muestran tendencia negativa, siendo significativas solo en un cuarto de ellas), con una variación de la precipitación invernal entre -21% y 12% para finales de siglo. Para el resto de las estaciones, el acuerdo entre las proyecciones es mayor (alrededor del 85% tienen una tendencia negativa, siendo significativa para la mitad de ellas). Las reducciones mayores se producirían en otoño y primavera (Casado y Ramos 2013).

Figura 10.

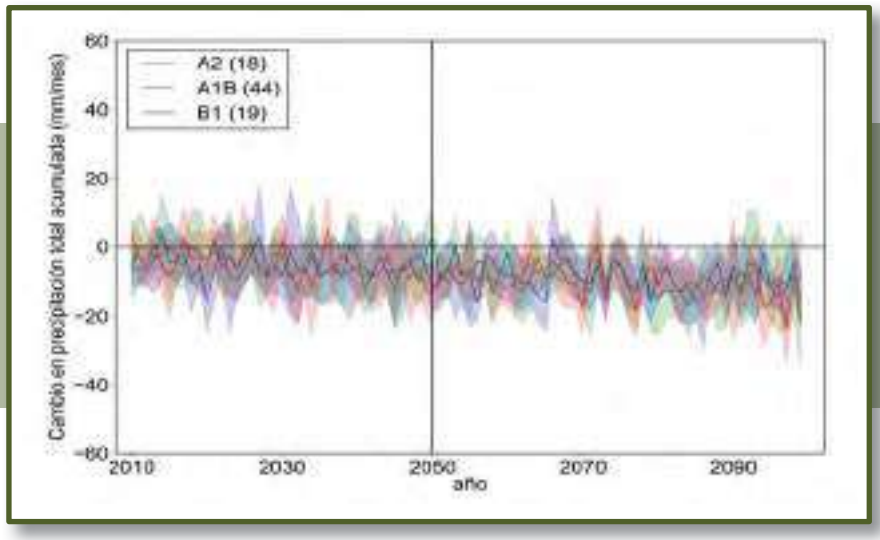


Figura 10. Evolución del cambio en la precipitación total acumulada anual (expresado en mm/mes). Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Figura 11.

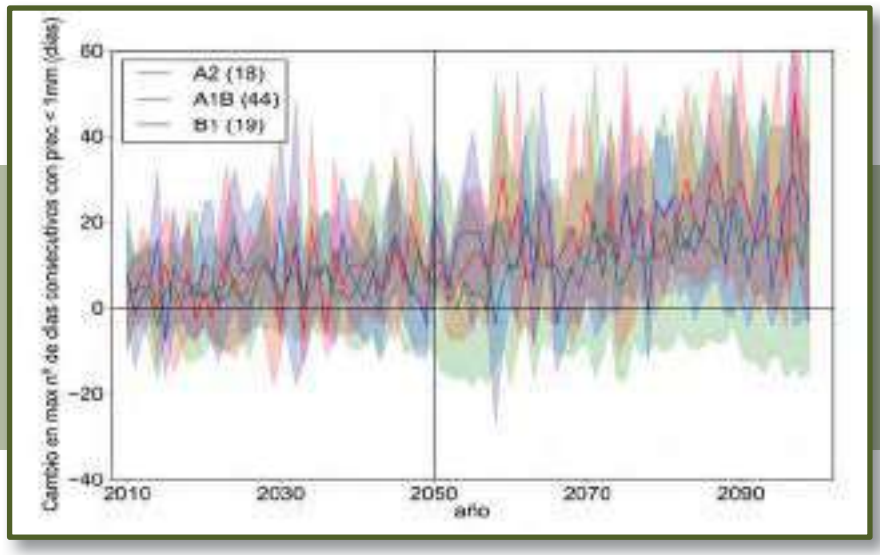


Figura 11. Evolución del cambio en el máximo número de días consecutivos sin precipitación o con precipitación menor que 1 mm. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

Respecto al número de días con y sin precipitación, se ha documentado una tendencia a aumentar el número de días sin precipitación o con precipitación inferior a 1 mm, manifestándose más claramente hacia final de siglo y llegando a situarse el incremento entorno a 20 días para el escenario de emisión A1B, con la consiguiente disminución en el número de días con precipitación superior a 1 mm. Esta variación en más apreciable en las proyecciones basadas en modelos regionales de clima que en algoritmos estadísticos muy probablemente debido a la mayor tendencia a suavizar extremos de los algoritmos estadísticos (Ramos et al. 2011, Petisco et al. 2012). Estas tendencias también se aprecian claramente cuando se calcula el cambio en el número de días consecutivos con y sin precipitación. Como en el presente informe se analizan los impactos y vulnerabilidades al cambio climático de los bosques y la biodiversidad, en este apartado se aborda el análisis de la sequía, desde el punto de vista meteorológico, y el índice considerado para ello es el del máximo número de días consecutivos sin precipitación o con precipitación inferior a 1 mm, observándose para este índice un aumento del orden de 20-30 días en el sur y este peninsular y de 15-20 días en el resto. Para la España peninsular este cambio se mueve con bastante incertidumbre también en el entorno de 15-20 días (Fig. 11). También son interesantes los extremos de precipitación relacionados con eventos intensos. Ramos et al. (2013) estiman, utilizando solamente datos de modelos regionales para el escenario A1B, que el cambio en el índice de contribución de la precipitación muy intensa (fracción de la precipitación anual debida a eventos que exceden el percentil 95% del

Figura 12.

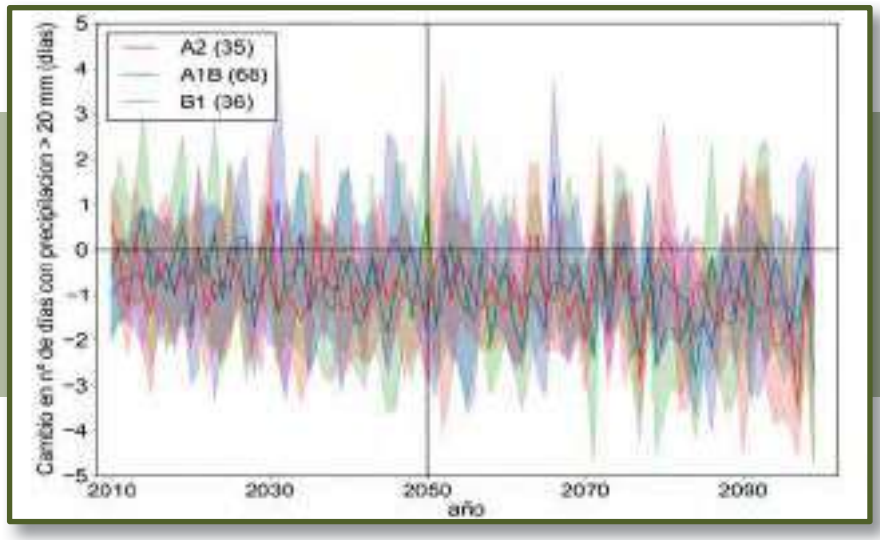


Figura 12 Evolución del cambio en el número de días con precipitación superior a 20 mm. Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos por AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA, ESTCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

■ **Figura 13.**

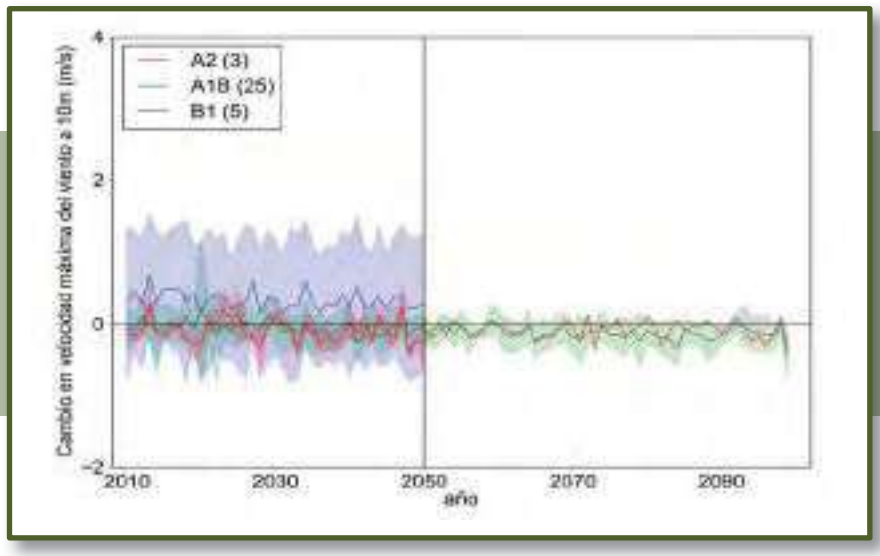


Figura 13. Evolución del cambio en la velocidad máxima del viento a 10 m (expresado en m/s). Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

periodo de referencia) aumenta alrededor de 3% con una banda de incertidumbre de alrededor de 5%.

Finalmente, se aprecia una disminución en el número de días con precipitación superior a 20 mm del orden de 2 días hacia final de siglo (Fig. 12).

Viento

La velocidad del viento muestra un comportamiento bastante irregular tanto espacialmente como en su distribución anual. Una descripción exhaustiva del comportamiento de esta variable puede verse en (Morata 2014). Podemos señalar aquí como característica más destacable de las proyecciones de esta variable -y en promedio sobre toda la península Ibérica- una ligera disminución de la componente meridional del viento y asimismo una pequeña reducción en la intensidad de las rachas máximas.

La Fig. 13 muestra el cambio en la intensidad de las rachas máximas. Solamente el escenario de emisión medio-alto (A1B) posee un número suficiente de simulaciones como para otorgar robustez a los resultados. Las simulaciones con otros escenarios son pocas y no llegan hasta final de siglo por lo que la robustez de los resultados es escasa.

Nubosidad

La nubosidad es uno de los parámetros proporcionados por los modelos climáticos que poseen más incertidumbre y que por lo tanto son más dependientes de

■ **Figura 14.**

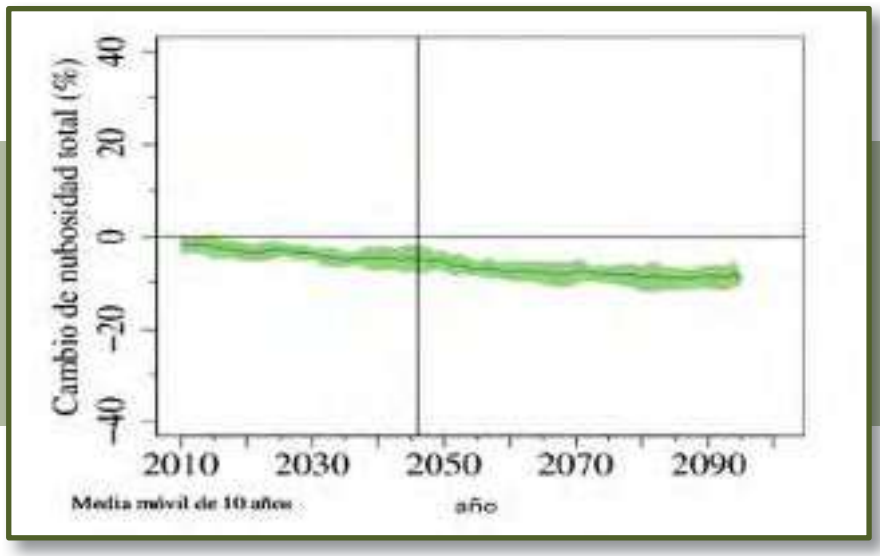


Figura 14. Evolución del cambio en la nubosidad total (expresado en %). Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos del proyecto ENSEMBLES respecto al periodo 1961-2000 y para el escenario de emisión A1B. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica).

Fuente: www.aemet.es

la formulación específica de cada modelo. Sin embargo, utilizando la base de datos de modelos regionales del proyecto ENSEMBLES se obtiene una tendencia relativamente robusta para el cambio porcentual de la nubosidad total alcanzándose valores medios para toda la península Ibérica de aproximadamente -10% para el escenario de emisión A1B y para finales del siglo XXI (Fig. 14). Estos valores son consistentes con los cambios proyectados en precipitación, temperatura y humedad relativa (véase más abajo).

Humedad relativa

La humedad relativa consistentemente con la temperatura muestra una tendencia decreciente que para finales del siglo XXI y para el escenario de emisión A1B se sitúa alrededor de -5% (Fig. 15). También consistentemente con la tendencia de las temperaturas máxima y mínima, la humedad relativa muestra una mayor tendencia negativa en los meses estivales que en los invernales. La tendencia negativa en la humedad relativa también es consistente con la tendencia negativa estimada en las proyecciones de precipitación y nubosidad.

Morata (2014) ha analizado la tendencia de otras variables -tales como la evapotranspiración y la escorrentía- estrechamente relacionadas con la humedad relativa, la nubosidad y la precipitación. Concluye utilizando solamente datos de ENSEMBLES para el escenario de emisiones A1B que la escorrentía puede alcanzar para finales del siglo XXI reducciones superiores a la precipitación hasta valores cercanos al 30%, mientras que para la evapotranspiración las reducciones pueden llegar hasta valores próximos al 10%. Tanto las tendencias de la escorrentía como de la evapotranspiración muestran diferencias estacionales similares a la precipitación.

Conclusiones

El territorio español muestra unas características diferenciadas de los promedios globales y regionales que presenta por ejemplo el IPCC (2013) tanto en cuanto a las observaciones del clima pasado como a las proyecciones para el siglo XXI. En esta contribución se ha resumido, utilizando fundamentalmente los datos de una colección integrada de proyecciones regionalizadas de cambio climático calculada específicamente para España, las principales características de la posible evolución del clima dependiendo de los diferentes escenarios de emisión contemplados.

- Las temperaturas, tanto máximas como mínimas, muestran una clara tendencia a incrementarse a lo largo del siglo XXI tanto más cuanto más emisor sea el escenario contemplado. Esta tendencia es consistente con la observación en el siglo XX, especialmente a partir de los años 70's Este incremento es mayor que el promedio global estimado por el IPCC (2013). Esta tendencia es asimismo consistente con las tendencias de los extremos relacionados con las temperaturas, por ejemplo, disminución de días de heladas, aumento de días y noches cálidos, mayor longitud y frecuencia de olas de calor

- La evolución de la precipitación muestra mayor discrepancia e incertidumbre en cuanto a su posible evolución en el siglo XXI. Incluso las observaciones a lo largo del siglo XX no muestran tendencias sostenidas y en muchos casos sin significación estadística. En términos generales, la precipitación en el siglo XXI muestra una tendencia hacia una reducción más acusada en las latitudes más bajas y en términos porcentuales más acusada en los meses estivales que en los invernales. Consistentemente con esta tendencia hay una ligera reducción del número de días con precipitación, un aumento de la longitud máxima

Figura 15.

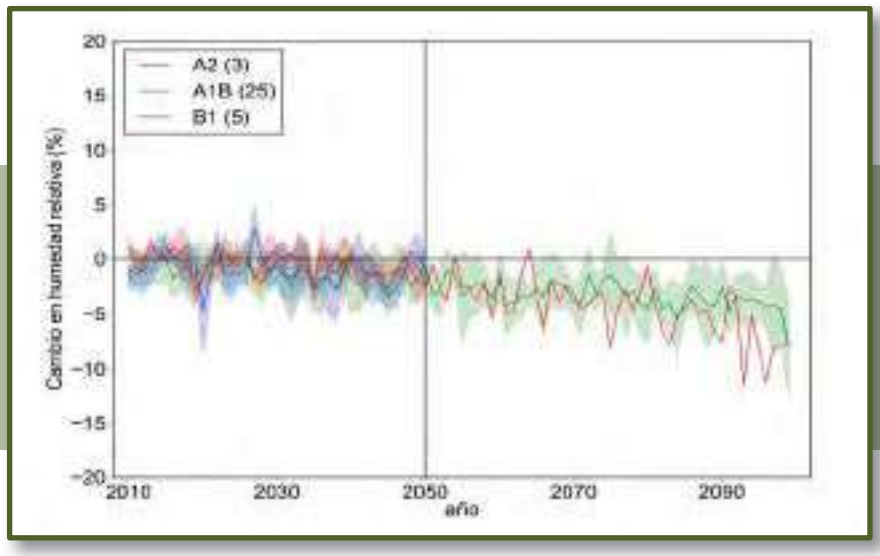


Figura 15. Evolución del cambio en la humedad relativa a 2 m (expresado en %). Promedio para España Peninsular e Islas Baleares a partir de datos integrados producidos AEMET y por los proyectos ENSEMBLES, ESCENA respecto al periodo 1961-2000 y para los escenarios de emisión A2, A1B y B1. El sombreado indica su incertidumbre (+/- una desviación típica). Los números en la leyenda, entre paréntesis, indican el número de proyecciones utilizadas.

Fuente: Escenarios PNACC-Datos mensuales (AEMET).

de los periodos secos y un aumento de la fracción de la precipitación que cae en los percentiles más altos (menos precipitaciones pero más intensas). Con respecto a la sequía meteorológica, se observa un aumento de 15 a 20 días en el máximo número de días consecutivos sin precipitación en la España peninsular.

- También se han incluido por completitud las tendencias de otras variables no tan habituales en los estudios climáticos pero de indudable interés en sectores específicos, tales como la nubosidad, humedad, viento, escorrentía, etc.

Referencias bibliográficas

Brunet M, Saladie O, Jones P, Sigró J, Aguilar E, Moberg A, Lister D, Walther A, Lopez D, Almarza C (2006) The development of a new dataset of Spanish daily adjusted temperature series (SDATS)(1850–2003). *International Journal Climatology* 26:1777-1802

Casado MJ, Ramos P (2013) Evidencias y escenarios de cambio climático. *ROP* (Revista de Obras Públicas) 3545:51-62

Gutiérrez JM, Ribalaygua J, Llasat C, Romero R, Abaurrea J, Rodríguez E (2012) Escenarios-PNACC 2012: descripción y análisis de los resultados de regionalización estadística. Cambio Climático: extremos e impactos. *Actas del 8º Congreso Asociación Española de Climatología (AEC)*. pp. 125-135

Fernández J, Fita F, García-Díez M, Montávez JP, Jiménez-Guerrero P, Domínguez M, Romera R, López de la Franca N, Sánchez E, Liguori G, Cabos WD, Gaertner MA (2012) Escenarios-PNACC 2012: Resultados de regionalización dinámica. Cambio Climático: extremos e impactos. *Actas del 8º Congreso Asociación Española de Climatología (AEC)*. pp. 63-72

IPCC (2013) *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge and New York

Luna Y, López JA & Guijarro JA (2012) Tendencias Observadas en España en Precipitación y Temperatura. *Revista Española de Física* 26:12-17

Luna Y, Guijarro JA, López JA (2012b) A monthly precipitation database for Spain (1851–2008): reconstruction, homogeneity and trend. *Advances in Science & Research* 8:1-4

Morata A (2014) Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR4. *Nota Técnica AEMET*.

Petisco E, Ramos P, Martín JM (2012) Extremos de temperatura y precipitación para el siglo XXI en España. Cambio Climático: extremos e impactos. *Actas del 8º Congreso Asociación Española de Climatología (AEC)*.

Ramos P, Petisco & Rodríguez E (2011) Temperature and precipitation extremes over Spain for the 21st century. *EMS Annual Meeting Abstracts* 8:163Ramos P, Petisco E, Martín JM, Rodríguez E (2013) Downscaled climate change projections over Spain: application to water resources. *International Journal of Water Resources Development* 29:201-218

Ramos P, Petisco E, Martín JM, Rodríguez E (2013) Downscaled climate change projections over Spain: application to water resources. International Journal of Water Resources Development 29:201-218

Acrónimos

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

CMIP3: Coupled Model Intercomparison Project (Phase 3)

ENSEMBLES: Proyecto del 6º Programa Marco de I+D de la UE

ESCENA: Programa coordinado para la generación de escenarios regionalizados de cambio climático: Regionalización dinámica

ESTCENA: Programa coordinado para la generación de escenarios regionalizados de cambio climático: Regionalización estadística

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

OMM: Organización Meteorológica Mundial

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

PNACC: Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

RCP: Representative Concentration Pathways

SRES: Special Report on Emissions Scenarios

A. Hampe

INRA, UMR1202 BioGeCo, F-33160 Cestas
Univ. Bordeaux, UMR1202 BioGeCo, F633400 Talence
Correo electrónico: arndt@pierroton.inra.fr

3 Vulnerabilidad y conservación de los relictos climáticos de larga duración

Resultados clave

- La península ibérica alberga las poblaciones más meridionales de numerosas especies leñosas de amplia distribución europea.
- Muchas de ellas han persistido durante gran parte del Cuaternario más o menos aisladas en enclaves con condiciones ambientales particularmente favorables y representan un objeto a preservar de gran valor.
- El mayor riesgo climático para estas poblaciones consiste en un incremento de la aridez y el riesgo añadido de una elevada presión humana sobre sus hábitats.
- Las estrategias de conservación deberían enfatizar la detección sistemática de núcleos poblacionales y la identificación de los riesgos mas inminentes (de origen climático o no) para su persistencia.

Contexto

Existen abundantes evidencias empíricas que demuestran que las áreas de distribución geográfica de numerosas especies en todo el mundo se están desplazando hacia los polos o altitudes mayores (Chen et al. 2011). Estos movimientos se atribuyen principalmente al reciente calentamiento global y al correspondiente desplazamiento hacia espacios que ofrecen condiciones ambientales favorables para las especies. Las áreas de distribución de estas especies se transforman en consonancia con los cambios ambientales mediante eventos de colonización en el margen de avance (en el hemisferio norte situado en el límite septentrional o altitudinal superior), donde las condiciones climáticas mejoran, y eventos de extinción en el margen de retaguardia (situado en el límite meridional o altitudinal inferior, donde las condiciones climáticas dificultan su supervivencia y reclutamiento). Este proceso implica que incluso aquellas especies que consigan conservar su área de distribución bajo cambios climáticos bruscos pueden sufrir extinciones locales dentro de su área de distribución. Desafortunadamente son precisamente estas zonas, situadas cerca del margen de retaguardia, las que albergan las poblaciones más singulares y por tanto más relevantes para la conservación de la identidad genética y evolutiva de las especies.

En años recientes se han desarrollado diferentes modelos de distribución basados en el nicho climático de las especies con el objetivo de predecir cómo podrían cambiar las áreas de distribución en función de los cambios climáticos pronosticados (Elith & Leathwick 2009). La gran mayoría de estos modelos sugiere que en las próximas décadas aquellas poblaciones que forman actualmente el margen de retaguardia de las especies sufrirán extinciones masivas. No obstante, existen indicios de que este desolador panorama, sin ser completamente falso, podría ser demasiado simplista. Recientes investigaciones han mostrado que muchas poblaciones en el margen de retaguardia han sido sorprendentemente resistentes a los grandes cambios climáticos del pasado (Hampe & Petit 2005; véase Figura 1). Las poblaciones marginales de numerosas especies arbóreas europeas que se encuentran refugiadas en las sierras y montañas de la península ibérica son ejemplos de esta resistencia.

Los importantes avances en el conocimiento de la flora ibérica han revelado que numerosas especies vegetales de amplia distribución europea mantienen pequeñas poblaciones dispersas fuera de su área principal de distribución (Figura 2; véase también http://www.anthos.es). Estas poblaciones persisten como relictos de tiempos pasados, a menudo muy aisladas del área de distribución principal de la especie. Establecidas durante

Figura 1.

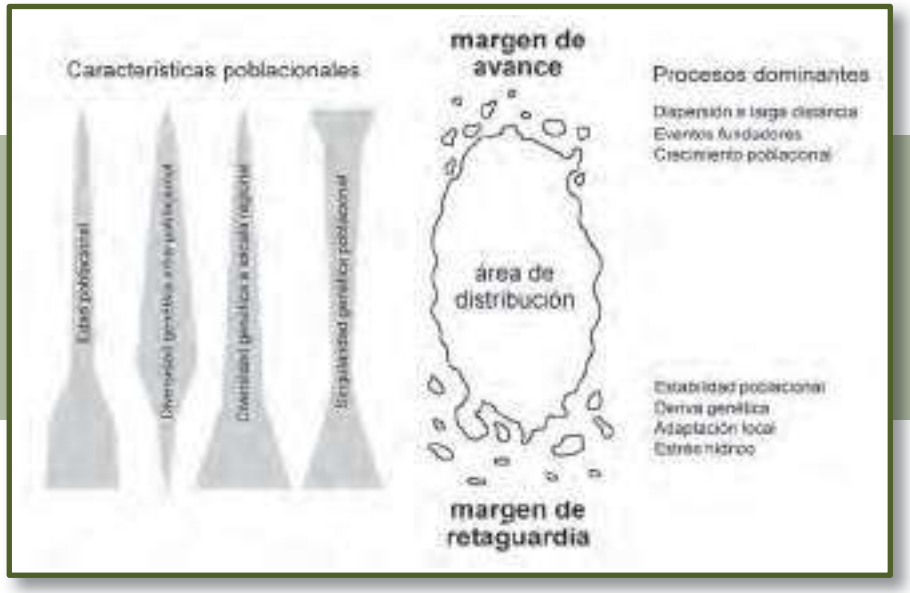


Figura 1. Características poblacionales y procesos relevantes en los márgenes de avance y retaguardia de un área de distribución en movimiento. La anchura de las barras grises indica la intensidad de las características y procesos a lo largo del área de distribución.

Fuente: Hampe & Petit (2005).

épocas con condiciones climáticas bastante diferentes de la actuales, se retrajeron posteriormente hacia enclaves con condiciones microclimáticas particularmente favorables (comúnmente denominados refugios climáticos; Keppel et al. 2012), donde han permanecido desde entonces. Numerosos estudios en filogeografía - una disciplina de investigación que usa métodos genéticos para inferir y reconstruir los procesos históricos que han generado la distribución geográfica actual de las poblaciones - han puesto de manifiesto la sorprendente edad y continuidad de estas poblaciones relictas (Petit et al. 2005, Médail & Diadema 2009, Rodríguez-Sánchez et al. 2010). Casi todas han permanecido aproximadamente *in situ* desde alguno de los periodos glaciales del Cuaternario (periodo que engloba aproximadamente los últimos 1,8 millones de años), y algunas incluso desde antes del origen del clima mediterráneo en el Plioceno (hace unos 3,6 millones de años). La larga trayectoria evolutiva que estas poblaciones relictas han recorrido - a menudo en elevado aislamiento y bajo condiciones ambientales que han promovido procesos de adaptación local - se refleja en una excepcional singularidad genética. Representan un componente de gran relevancia para la historia evolutiva y la identidad genética de numerosas especies vegetales emblemáticas del continente europeo. Este papel les otorga un enorme valor de conservación y les convierte en "experimentos naturales" adecuados para estudiar el comportamiento de las poblaciones de especies leñosas frente a los cambios climáticos.

La Cuenca Mediterránea alberga un mayor número de poblaciones vegetales relictas de larga duración que la gran mayoría de la superficie terrestre del globo (Figura 3). La principal causa está en que sus condiciones climáticas combinan una gran estabilidad en el tiempo con una gran variabilidad en el espacio (Figura 4). La

Figura 2.

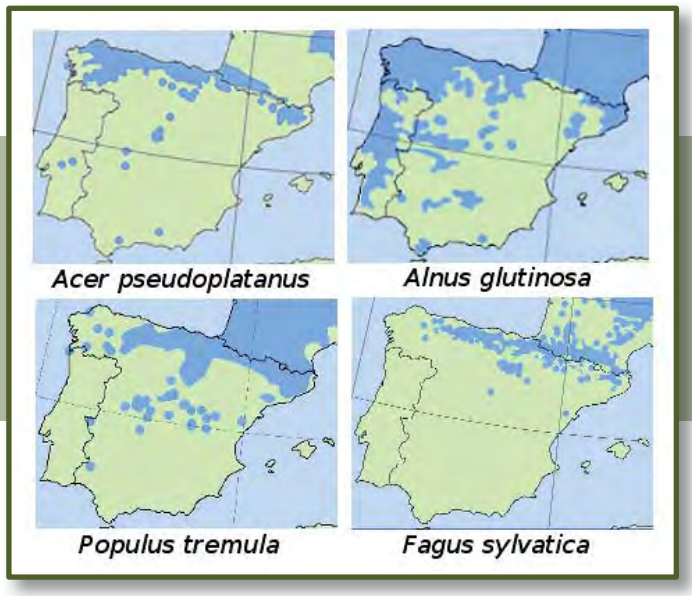


Figura 2. Cuatro ejemplos de especies arbóreas con amplia distribución europea que poseen poblaciones aisladas en la península ibérica.

Fuente: http://www.euforgen.org

Figura 3.

Figura 3. Distribución geográfica de 52 refugios climáticos de especies vegetales, identificados en la Cuenca Mediterránea. El análisis se basa en una revisión de estudios filogeográficos en 82 especies (41 arbóreas y 41 herbáceas).

Fuente: Modificado a partir de Médail & Diadema (2009).

situación general de la región y su cercanía a las grandes masas de agua del mar Mediterráneo y el Atlántico han contribuido a mantener unas condiciones climáticas suficientemente templadas y estable para permitir la existencia continuada de especies forestales incluso en los momentos más extremos (como el último máximo glacial, hace 26-20.000 años, o el máximo térmico del último periodo interglacial, hace alrededor de 125.000 años). Por otra parte, la destacada heterogeneidad topográfica y ambiental que caracteriza la Cuenca Mediterránea genera fuertes gradientes climáticos con zonas muy contrastadas climáticamente situadas a corta distancia. Esta situación ha facilitado a las poblaciones vegetales alcanzar sus refugios climáticos durante periodos de cambios climáticos bruscos y elevado estrés ambiental.

No obstante, la gran persistencia de las poblaciones relictas frente a los cambios del pasado no representa ninguna garantía con vista a su viabilidad en un futuro más caluroso y seco. El hecho de que la temperatura global actual ya es superior en promedio a la del Cuaternario, sugiere que muchas poblaciones relictas podrían estar viviendo cerca de sus límites de tolerancia. Además – y muy notablemente – las poblaciones relictas no se enfrentan sólo al cambio climático moderno sino también a otras numerosas amenazas derivadas de la presión humana (Médail & Diadema 2009). Estas amenazas pueden ser incluso más acuciantes que las que el calentamiento global representaría por sí mismo. Para desarrollar estrategias efectivas de conservación y una gestión adaptada a las poblaciones relictas frente a este escenario, es imprescindible conocer y comprender mejor su funcionamiento dentro de su entorno particular, así como las respuestas a las limitaciones que este les impone (Hampe & Jump 2011).

Figura 4.

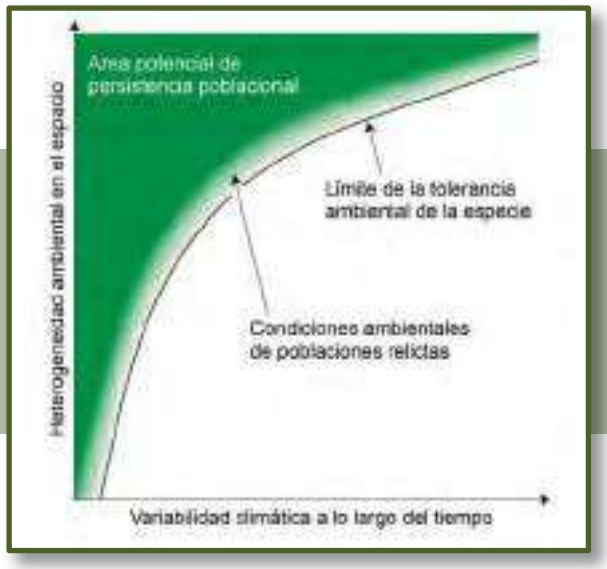


Figura 4. Modelo conceptual describiendo la capacidad de las aéreas geográficas para mantener poblaciones en función de la variabilidad espacio-temporal de sus condiciones ambientales. Los refugios climáticos pueden ocurrir donde la heterogeneidad del paisaje permite a las poblaciones compensar la variabilidad temporal mediante movimientos entre zonas con diferentes microclimas locales.

Fuente: Hampe & Jump (2011).

Resultados y discusión

Características ambientales de los refugios climáticos

Los últimos años han visto un gran avance en nuestra comprensión de lo que caracteriza a los refugios climáticos y a las poblaciones relictas que estos albergan (Dobrowski 2011, Keppel et al. 2012). Este conocimiento da pistas importantes para entender cómo las poblaciones relictas han respondido a cambios climáticos del pasado, y como podrían reaccionar a los cambios pronosticados (Hampe et al 2013). Los refugios se caracterizan por rasgos fisiográficos que contribuyen a desacoplar su clima local de las tendencias regionales y a mitigar el impacto de eventos climáticos extremos (es decir, episodios en los que la capacidad de aclimatación de un organismo se ve significativamente desbordada; Gutschick & BassiriRad 2003). Ejemplos comunes son las umbrías de sierras y montañas, fondos de valles que concentran flujos de aire frío o lugares con disponibilidad de agua durante todo el año. La topografía suele ser el principal determinante de la localización de refugios a escala del paisaje, mientras que otros efectos del terreno, particularidades edáficos y la influencia de la vegetación ganan en importancia a menor escala (Hampe & Jump 2011).

Topografías montañosas parecen casi indispensables para la existencia de relictos de larga duración debido a su gran efecto sobre el clima local y su capacidad de generar gradientes climáticos muy fuertes. Ackerly et al. (2010) colocaron 26 sensores meteorológicos durante tres meses en un terreno montañoso de tan solo 1 km^2, situado en la montaña de los White Mountains (California). La temperatura media registrada durante este periodo mostró un diferencial entre puntos que alcanzó no menos de 8°C (sobre las 6:00 horas de la mañana) y nunca bajó de 4°C (sobre las 19:00 horas de la tarde). Este caso ilustra que los efectos topográficos pueden generar, a lo largo de cientos de metros o pocos kilómetros, gradientes climáticos que igualan toda la variación climática que las zonas templadas han experimentado desde el último máximo glacial. Y no se limitan solo a enclaves muy especiales y localizados: Dobrowski et al. (2009) observaron que no menos del 20-30% en la variación de las temperaturas medidas durante 11 años en una región de 2750 km^2 en montañas de Lake Tahoe (California) se debieron exclusivamente a la variación en los rasgos fisiográficos de los puntos de medición. Estos efectos topográficos empiezan a ser usados para identificar sistemáticamente potenciales refugios climáticos (Ashcroft et al. 2012).

Otros fenómenos pueden igualmente tener efectos notables sobre el clima local. Cuerpos de agua como lagos, ríos, arroyos o turberas representan importantes termorreguladores cuyo efecto puede alcanzar desde cientos de metros a pocos kilómetros, mientras que la influencia de la vegetación local puede extenderse desde centímetros a algunos cientos de metros. Así, Mejías et al. (2007) observaron que bosques riparios en el Parque Natural de Alcornocales (Cádiz) experimentaron temperaturas máximas diarias 9% más bajas y una humedad relativa 26% más alta que los quejigares y alcornocales adyacentes. Tres sitios cercanos de bosque caducifolio, brezal y pastizal en un paisaje de relieve llano de Inglaterra mostraron diferencias de menos de 5°C en las temperaturas mensuales máximas y mínimas, y de 10°C en el rango térmico absoluto (Suggitt et al. 2010). El estudio de Ramírez et al. (2006) a lo largo de un gradiente altitudinal en Sierra Mágina (Jaén) reveló que la cobertura arbustiva reducía las temperaturas medias y máximas diarias a ras del suelo entre 1.9 °C (a mayor altitud) y 4°C (a menor altitud) en comparación con sitios abiertos adyacentes. Al mismo tiempo reducía notablemente la amplitud térmica, de forma que las zonas abiertas experimentaron un 21% más de periodos con heladas. La cobertura leñosa redujo también notablemente el periodo de la sequia estival (estimado por una humedad relativa del aire <25%). Este último dato es de particular interés, porque la cuantificación de la disponibilidad de agua suele ser más rara que la de la temperatura. No obstante, en zonas áridas como la Cuenca Mediterránea el balance hídrico suele ser mucho más relevante para el impacto del cambio climático sobre los organismos que la temperatura. El reciente estudio de Crimmins et al. (2011) ofrece una buena ilustración: estos autores mostraron que los rangos altitudinales de numerosas especies leñosas han descendido durante las últimas décadas en zonas del norte californiano donde el aumento de la temperatura ha sido acompañado por un aumento aún mayor de la precipitación, resultando en una mejora del balance hídrico.

Condicionantes y estrategias ecológicas de los relictos climáticos

La supervivencia durante largos periodos en refugios climáticos requiere ciertas capacidades de sus poblaciones (Hampe & Jump 2011): 1) tienen que ser capaces de aguantar condiciones ambientales que pueden temporalmente rozar o incluso exceder su tolerancia fisiológica, 2) tienen que mantener una tasa media de crecimiento estable a pesar de experimentar una regeneración irregular, 3) tienen que desarrollarse en un hábitat cuya superficie restringida limite el tamaño poblacional y cuyo aislamiento geográfico restrinja las oportunidades de flujo génico o rescate demográfico desde el exterior.

Las especies arbóreas disponen de varias estrategias para enfrentarse a estas condiciones. Pueden reducir el impacto del estrés climático mediante adaptaciones morfológicas (como el desarrollo de raíces profundas o lignotubérculos) y fisiológicas (como mecanismos eficientes de cierre de estomas o elevadas reservas de carbohidratos no-estructurales que permitan restaurar tejidos dañados). El propio tamaño de la planta permite crear microambientes favorables (p.ej. manteniendo la humedad del suelo). Una gran capacidad de crecimiento indeterminado o clonal permite reaccionar eficazmente a pérdidas de tejidos y modificar la asignación de recursos a los diferentes componentes estructurales (raíz, tallo, superficie foliar) en respuesta a condiciones de estrés (Niinemets 2010). Una historia vital basada en una elevada supervivencia de los individuos adultos reduce la susceptibilidad frente a cuellos de botella demográficos causados por la estocasticidad ambiental, mientras que el solapamiento resultante de generaciones aumenta el tamaño poblacional efectivo y reduce el riesgo de erosión genética. Finalmente, la elevada longevidad de las especies arbóreas les permite concentrar los eventos de reproducción en años particularmente favorables.

Una regeneración escasa o ausente es un fenómeno muy común en poblaciones relictas. Numerosos estudios en la península ibérica han documentado para

diversas especies leñosas tasas altísimas de mortalidad durante la primera fase del establecimiento y/o tendencias de envejecimiento poblacional (*Juniperus communis*: García et al. 1999, *Frangula alnus*: Hampe & Arroyo 2002; *Rhododendron ponticum*: Mejías et al. 2002, Erfmeier & Bruelheide 2004; *Prunus lusitanica*: Pulido et al. 2008, *Betula pendula*: Sanz et al. 2011, *Taxus baccata*: Sanz et al. 2009). Estos estudios, de acuerdo con otros estudios experimentales (p. ej. Castro et al. 2004, Mendoza et al. 2009), muestran claramente que el éxito del reclutamiento depende en alto grado de la existencia de microhábitats que protejan los reclutas de la sequía estival. La humedad ambiental y el efecto facilitador de la vegetación leñosa suelen jugar un papel clave en las situaciones estudiadas. Este efecto no se limita a los relictos climáticos, pero cabe esperar que sea de especial relevancia para ellos. Aunque la escasez de regeneración en sí misma no es necesariamente una señal alarmante debido a las adaptaciones de las especies arbóreas, suele ser un indicador del estado de las poblaciones fácilmente interpretable. Por otra parte, una manera relativamente factible para aumentar la viabilidad y conservación de las poblaciones relictas suele ser propiciar medidas dirigidas a aumentar la tasa de regeneración.

Riesgos climáticos

El aumento de temperatura centra una gran parte de la discusión acerca de las amenazas del cambio climático para la biodiversidad actual. Efectivamente, existen ejemplos en los que la subida de temperaturas supone un riesgo directo para los relictos, por ejemplo al ponerlos al alcance de otras especies antagonistas. Esto ocurre en el caso emblemático del creciente impacto de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) sobre las poblaciones más meridionales del pino silvestre (*Pinus sylvestris*) en Sierra Nevada (Hódar et al. 2003). Este incremento se debe muy probablemente al hecho de que inviernos más templados en la zona favorecen la supervivencia de la procesionaria en altitudes en las que anteriormente no estaba presente (Hódar & Zamora 2004).

No obstante, la principal amenaza para los relictos climáticos en la Cuenca Mediterránea consiste en el empeoramiento del balance hídrico. Muchos relictos persisten en zonas donde la existencia continuada de cuerpos hídricos (arroyos, lagos, turberas) les ayuda a persistir durante las temporadas de sequía, pero estos recursos se verán necesariamente disminuidos con el esperable aumento de la evapotranspiración (sobre todo en verano, ya por si el periodo mas problemático). Que los mayores cambios son esperados en verano, la época ya de por si mas limitante, complica aun más las perspectivas futuras de muchos relictos.

Un aspecto potencialmente importante que ha recibido poca atención es el riesgo que resulta de los cambios climáticos en concierto con las interacciones bióticas. El ya mencionado caso del pino silvestre y la procesionaria es un buen ejemplo. Otros dos casos son el estudio de Hampe (2005) que mostró un desfase entre el periodo de floración del avellanillo (*Frangula alnus*) y el periodo de mayor actividad de sus polinizadores (Figura 5), así como el estudio de Linares et al. (2010a,b) que investigó como la competición intraespecífica y el impacto de hongos patógenos aumentan la susceptibilidad al estrés hídrico en el pinsapo (*Abies pinsapo*). Otras investigaciones han mostrado que el decaimiento de poblaciones relictas va acompañado por un aumento en la importancia de otras especies competidoras (Peñuelas et al. 2007, Galiano et al. 2010), lo cual puede ser un indicio de que las relaciones competitivas inter-especificas están cambiando como consecuencia del cambio de las condiciones ambientales.

Figura 5.

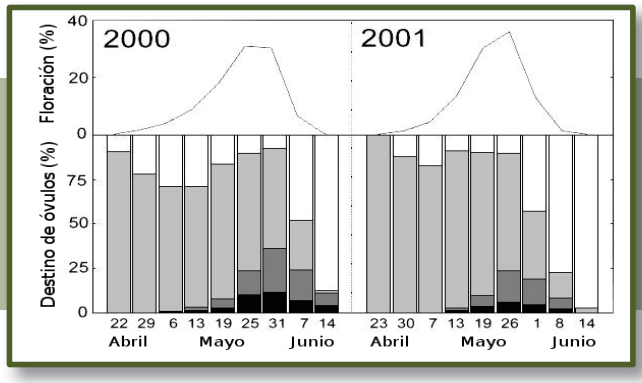


Figura 5. Floración y fructificación de poblaciones relictas del avellanillo (*Frangula alnus*) en el Campo de Gibraltar durante los años 2000 y 2001. La foto muestra botones y flores abiertas a las que se aproxima una abeja polinizadora. El gráfico de arriba muestra la fenología de la floración, donde la línea indica qué porcentaje de la producción total de flores se abrió en una fecha dada. El gráfico de abajo muestra el destino de los óvulos individuales en función de su fenología. Las columnas representan, para todos los óvulos que florecieron o abortaron en una fecha dada, a cuál fase de desarrollo estos llegaron: boton abortado antes de florecer (blanco), flor abierta (gris claro), fruto iniciado (gris oscuro) o fruto maduro (negro). La figura ilustra que 1) ninguna de todas las flores producidas durante la primera mitad de la época de floración llegó a convertirse en fruto y 2) la mortalidad de botones aumenta fuertemente hacia el final de la época de floración como consecuencia de la sequía estival.

Fuente: Hampe (2005)

Riesgos no climáticos

Mientras el calentamiento global moderno representa una amenaza de gran envergadura para la biodiversidad de la Cuenca Mediterránea en general y para los relictos en particular, no hay que olvidar que otros componentes del cambio global - como la transformación del paisaje, la competencia por recursos hídricos o el fuego - ya están causando la extinción de numerosas poblaciones, borrando así un importante componente de la biodiversidad regional. Aunque no existen datos sistemáticos al respecto, cabe esperar que los efectos sean particularmente graves en las poblaciones relictas, porque estas suelen ocupar zonas particularmente favorables climáticamente y por tanto de especial interés para el ser humano. De hecho, Médail & Diadema (2009) delimitaron en la Cuenca Mediterránea áreas identificadas por estudios filogeográficos como refugios glaciales de especies vegetales (véase Figura 4) y observaron que un 25% de estas aéreas coinciden con zonas de alta densidad de población humana. Los usos del suelo como la agricultura, las plantaciones forestales o la construcción de embalses y depósitos de agua compiten con hábitats potenciales, destruyendo poblaciones relictas existentes previamente. La elevada presión causada por grandes herbívoros, ya sean domésticos o gestionados para la caza, puede reducir sensiblemente la regeneración (Hampe & Arroyo 2002). Finalmente, aunque el impacto del fuego puede ser algo menor en los microrefugios debido a sus particulares condiciones microambientales, el fuego representa una amenaza crítica para estas poblaciones debido a su reducido tamaño.

Recomendaciones para la adaptación

1) El primer reto consiste en localizar las poblaciones existentes. Los últimos años han visto grandes avances en esta tarea gracias a la creación de iniciativas como por ejemplo la Red de Jardines Botánicos de la Junta de Andalucía. Una vez localizadas las poblaciones, cabe identificar los riesgos más inminentes - climáticos o no - y diseñar medidas para reducir su impacto. 2) Si existen indicios de que el clima local puede ser un factor limitante para la regeneración, una buena opción son acciones de gestión que maximicen el efecto facilitador de la vegetación acompañante. También pueden ser necesarias acciones para reforzar el tamaño y densidad poblacionales si el potencial de regeneración de la población se ve afectado por el efecto Allee (esto es, cuando un descenso en el tamaño o la densidad de la población causa una disminución del *fitness* individual medio). 3) Las actuaciones de conservación ex-situ (esto es, el mantenimiento de poblaciones fuera de su hábitat natural, p.ej. en bancos de germoplasma) pueden ser necesarias en las poblaciones más pequeñas o amenazadas de extinción. En este caso, el material generado ex situ puede ser usado para repoblar espacios climáticamente aptos que ya han perdido sus poblaciones naturales. En este caso hay que tener especial cuidado para modificar lo menos posible las características genéticas de las poblaciones objeto de la gestión. La excepcional singularidad genética y evolutiva de las poblaciones individuales implica que las estrategias de conservación deberían dirigirse a conservar el mayor número de núcleos diferentes, más que concentrarse únicamente en los núcleos más grandes, supuestamente más diversos genéticamente y con las mayores perspectivas de supervivencia a largo plazo.

Referencias bibliográficas

Ackerly DD, Loarie SR, Cornwell WK, Weiss SB, Hamilton H, Branciforte R, Kraft NJB (2010) The geography of climate change: implications for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16:476-487

Ashcroft MB, Gollan JR, Warton DI, Ramp D (2012) A novel approach to quantify and locate potential microrefugia using topoclimate, climate stability, and isolation from the matrix. *Global Change Biology* 18:1866-1879

Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM (2004) Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean hábitat. *Journal of Ecology* 92:266-277

Chen IC, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024-1026

Dobrowski SZ (2011) A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. *Global Change Biology* 17:1022-1035

Dobrowski SZ, Abatzoglou J, Greenberg JA, Schladow G (2009) How much influence does landscape-scale physiography have on air temperature in a mountain environment? *Agricultural and Forest Meteorology* 149:1751-1758

Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40:677-697

Erfmeier A, Bruelheide H (2004) Comparison of native and invasive *Rhododendron ponticum* populations : Growth, reproduction and morphology under field conditions. *Flora* 199:120-133

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F. 2010. Drought-induced multifactor decline of Scots pine in the Pyrenees and potential vegetation change by the expansion of co-occurring oak species. *Ecosystems* 13:978-991

Gutschick VP, BassiriRad H (2003) Extreme events as shaping physiology, ecology, and evolution of plants: toward a unified definition and evaluation of their consequences. *New Phytologist* 160:21-42

Hampe A (2005) Fecundity limits in *Frangula alnus* (Rhamnaceae) relict populations at the species' southern range margin. *Oecologia* 143:377-386

Hampe A, Arroyo J (2002) Recruitment and regeneration in populations of an endangered South Iberian Tertiary relict tree. *Biological Conservation* 107:263-271

Hampe A, Jump AS (2011) Climate relicts: past, present, future. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 42:313-333

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Hampe A, Rodríguez-Sánchez FJ, Hu FS, Dobrowski S, Gavin DG (2013) Climate refugia: from the Last Glacial Maximum to the twenty-first century. *New Phytologist* 197:16-18

Hódar JA, Castro J, Zamora R (2003) Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110:123-129

Hódar JA, Zamora R (2004) Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500

Keppel G, Van Niel KP, Wardell-Johnson GW, Yates CJ, Byrne M, Mucina L, Schut AGT, Hopper SD, Franklin SE (2012) Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 21:393-404

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2010a) Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98:592-603

Linares JC, Camarero JJ, Bowker MA, Ochoa V, Carreira JA (2010b) Stand-structural effects on *Heterobasidion abietinum*-related mortality following drought events in *Abies pinsapo*. *Oecologia* 164:1107-1119

Médail F, Diadema K (2009) Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36:1333-1345

Mejías JA, Arroyo J, Marañón T (2007) Ecology and biogeography of plant communities associated with the post Plio-Pleistocene relict *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum* in southern Spain. *Journal of Biogeography* 34:456-472

Mejías JA, Arroyo J, Ojeda F (2002) Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations. *Botanical Journal of the Linnean Society* 140:297-311

Mendoza I, Zamora R, Castro J (2009) A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: implications for forest regeneration and conservation in Mediterranean hábitats. *Biological Conservation* 142:1491-1499

Niinemets U (2010) Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *Forest Ecology and Management* 260:1623-1239

Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in

recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829-837

Petit RJ, Hampe A, Cheddadi R (2005) Climate changes and tree phylogeography in the Mediterranean. *Taxon* 54:877-885

Pulido F, Valladares F, Calleja JA, Moreno G, González-Bornay G (2008) Tertiary relict trees in a Mediterranean climate: abiotic constraints on the persistence of *Prunus lusitanica* at the eroding edge of its range. *Journal of Biogeography* 35:1425-1435

Rodríguez-Sánchez F, Hampe A, Jordano P, Arroyo J (2010) Past tree range dynamics in the Iberian Peninsula inferred through phylogeography and palaeodistribution modelling: A review. *Review of Palaeobotany and Palynology*162:507-521

Sanz R, Pulido F, Camarero J (2011) Boreal trees in the Mediterranean: recruitment of downy birch (*Betula alba*) at its southern range limit. *Annals of Forest Science* 68:793-802

Sanz R, Pulido F, Nogués-Bravo D (2009) Predicting mechanisms across scales: amplified effects of abiotic constraints in the recruitment of yew *Taxus baccata*. *Ecography* 32:1-8

Willis KJ, MacDonald KM (2011) Long-term ecological records and their relevanceto climate change predictions for a warmer world. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42:267-287

A. Escudero*, R. García-Camacho, A. García-Fernández, L. Giménez-Benavides, J.M. Iriondo, C. Lara-Romero, J. Morente, D.S. Pescador

Área de Biodiversidad y Conservación. Departamento de Biología y Geología. URJC, Móstoles, Madrid, E-28933
**Correo electrónico: adrian.escudero@urjc.es*

4 Vulnerabilidad al cambio climático de las plantas de alta montaña mediterránea

Resultados clave

- La alta montaña mediterránea probablemente constituye uno de los sistemas más amenazados por el cambio climático en nuestro país.

- Los dos principales motores de cambio en estos ecosistemas son el calentamiento y, sobre todo, el abandono de los usos tradicionales de gestión del territorio y la caída de la cabaña ganadera. Como consecuencia, la matorralización de las comunidades de pastos de alta montaña y la elevación de los cinturones de vegetación es un fenómeno muy extendido.

- Las plantas especialistas de estas altas montañas están respondiendo con desplazamientos altitudinales y, en muchos casos, con cambios a nivel local que garantizan su viabilidad, como pueden ser fenómenos de adaptación local o mecanismos de compensación demográfica.

Contexto

No cabe duda de que los ecosistemas alpinos se encuentran entre los más vulnerables al cambio climático (Gottfriedd et al. 1999) debido principalmente a su carácter insular, que limita la conexión entre los remanentes de hábitat, y, sobre todo, debido al hecho de que los organismos tienen dificultades para desplazarse ladera arriba porque en muchos caso no hay espacio disponible (Körner 2007). En buena parte, el calentamiento global, pero también el abandono de los usos y tareas tradicionales de gestión del territorio, sobre todo ligados a la caída de la ganadería extensiva, están produciendo importantes cambios a escala global. Las respuestas más intuitivas y detectadas en diferentes lugares del planeta son el ascenso altitudinal de las plantas, la homogeneización de la diversidad en las montañas asociado a un aumento de la riqueza en las cotas altitudinales superiores y una fuerte matorralización de las comunidades de pastos (Jurasinski y Kreyling 2007). En cualquier caso, y aunque esto parece una tendencia general, se han detectado importantes diferencias en la extensión e importancia de estos patrones, especialmente en las montañas mediterráneas (Gottfried et al. 2012). Estas diferencias sugieren que las condiciones de nuestras montañas las hacen muy diferentes al resto de montañas alpinas/templadas y que, por consiguiente, la extensión de este conocimiento a las montañas mediterráneas puede inducir a error ya que pueden estar implicados otro tipo de respuestas en la persistencia y viabilidad de sus plantas (Lloret et al. 2012).

Como sabemos, las plantas de alta montaña mediterránea se enfrentan a unas condiciones ambientales singulares respecto a lo que ocurre en el resto de montañas de las zonas templadas. Además de los meses de frío y nieve, que disminuyen al mínimo la actividad vegetal, la sequía estival, típica de los climas mediterráneos también condiciona la vida vegetal en estas montañas (Giménez-Benavides et al. 2007a). Dichas condiciones someten a las plantas de alta montaña mediterránea a una limitación adicional que se suma a la pequeña ventana térmica que permite el desarrollo vegetativo y que condiciona toda su actividad, conformando un marco evolutivo absolutamente original (Giménez-Benavides et al. 2011).

Es evidente que el cambio climático amenaza la diversidad de las comunidades de plantas de montaña mediterránea en mayor medida que en otras montañas, con previsiones de alto riesgo de extinción para un elevado número de organismos y de cambios abruptos en la composición de las comunidades (Thuiller et al. 2005).

En los últimos años hemos ido acumulando evidencias del efecto de los diferentes motores de cambio climático en nuestras montañas y de la respuesta de las

plantas especialistas propias de estos ecosistemas. Así, sabemos que en el Sistema Central se ha producido un aumento de la temperatura media de más de 1,5 ºC en los últimos 40 años (Giménez Benavides et al. 2007a) y una disminución de la cantidad de nieve (García-Romero et al. 2010). Es bien conocido que las reducciones en el espesor de nieve acumulada y el adelanto del momento del deshielo están ocasionando importantes cambios en el funcionamiento de las plantas de alta montaña (Inouye et al. 2002, Inouye 2008) y en nuestras montañas no es diferente (García-Romero et al. 2010). Como consecuencia de este incremento térmico, se han producido desplazamientos altitudinales de la vegetación arbustiva en detrimento de la herbácea (Sanz-Elorza et al. 2003, García-Romero et al. 2010) o de las mariposas diurnas de la Sierra de Guadarrama, que han ascendido en promedio más de 200 m a lo largo de los últimos 35 años (Wilson et al. 2007). Este proceso de ascenso de los cinturones de vegetación forestales y arbustivos ligado al calentamiento global se ha visto catalizado por el abandono del uso ganadero extensivo, que fue prevalente durante siglos.

Obviamente, desplazarse no es la única respuesta posible. La posibilidad de perdurar bajo las nuevas condiciones podría estar relacionada con otros procesos, como la tolerancia fisiológica, mecanismos de compensación a nivel demográfico, u otros que implican cambios en las interacciones bióticas que pueden ayudar a persistir localmente (Lloret et al. 2012). Además, existe la alternativa de adaptarse a las nuevas condiciones (Giménez-Benavides et al. 2011).

Recabar información sobre cómo estas comunidades y sus especialistas responden al cambio global es prioritario para poder diseñar medidas de gestión que ayuden a su conservación. No podemos dejar de señalar que pese a su escasa superficie, las montañas mediterráneas tienen un valor desproporcionado en términos de los servicios ecosistémicos que proveen, especialmente los ligados al agua (Nogués-Bravo et al. 2008), y es por ello que constituyen una prioridad de investigación. En este capítulo presentamos lo que hemos ido aprendiendo sobre este sistema a lo largo de los años. Seleccionando algunas especies representativas de la comunidad hemos evaluado el cambio de las respuestas individuales (en términos vegetativos, reproductivos y demográficos) a lo largo de gradientes altitudinales, como un modelo experimental que puede ayudarnos a entender lo que puede ocurrir cuando las condiciones climáticas cambian.

Resultados y discusión

Presentamos de manera sintética los resultados de los trabajos que hemos ido desarrollando durante los últimos años. Buena parte de este trabajo se ha desarrollado utilizando dos especies modelo, características de la alta montaña mediterránea ibérica y de fenología muy diferenciada: *Armeria caespitosa* (Gómez Ortega) Boiss. in DC (Plumbaginaceae) que es una de las primeras plantas de la comunidad en florecer y *Silene ciliata* Pourret (Caryophyllaceae) que es probablemente la de floración más tardía.

Figura 1.

Figura 1. Avance de la comunidad arbustiva (principalmente *Cytisus oromediterraneus* y *Adenocarpus hispanicus*) en los pastos psicroxerofilos del pico del Nevero (2200m), Sierra de Guadarrama.

Fuente: Alfredo García Fernández.

Figura 2.

Figura 2. Vista general de una comunidad de alta montaña mediterránea (Pradera de Navasomera, Sierra de Gredos). Esquina inferior izquierda, detalle de la disposición de la comunidad de alta montaña dominada por bandas de *Festuca curvifolia*.

Fuente: Alfredo García Fernández.

1.- Dado que la respuesta más evidente, lo que se ha venido denominado "efecto escalador" (Marris 2007), depende de la capacidad de dispersión de cada planta, parece crítico tener información sobre este proceso vital clave. Para poder escalar es necesario no sólo disponer de espacio para desplazarte, lo cual no suele ocurrir en muchas de nuestras montañas, sino también ser capaz de dispersarte al menos a la misma velocidad que lo hacen las condiciones cambiantes. Dado que no hay información sobre la capacidad de dispersión efectiva de estas plantas, hemos llevado a cabo trabajos de modelización inversa evaluando el patrón de dispersión de plántulas en poblaciones de *S. ciliata* y *A. caespitosa* a lo largo del gradiente altitudinal. En ambas especies la distancia media de dispersión es baja, oscilando entre 0.23 y 0.80 m (Lara-Romero et al. 2014). La distancia de dispersión restringe en gran medida la capacidad de respuesta frente al cambio mediante migración, reduciendo la misma a

Figura 3.

Figura 3. Individuos de *Armeria caespitosa* (en flor, izquierda) y *Silene ciliata* (derecha).

Fuente: Alfredo García Fernández.

eventos aleatorios estocásticos de dispersión a larga distancia. La baja distancia de dispersión limita el flujo genético entre poblaciones. Esto potencia los procesos de deriva genética y endogamia, reduciendo la diversidad genética disponible y, en última instancia, afectando a la capacidad de respuesta de las poblaciones (Kawecki y Ebert 2004).

2.- Otro aspecto clave que hemos estudiado es el éxito reproductivo a lo largo de un gradiente de altitud, como un factor próximo al estrés ambiental y evaluando la viabilidad en diferentes microhábitats. Si las condiciones se hacen muy adversas, el fracaso en términos reproductivos (escasez de flores, alto número de abortos, gran mortalidad de plántulas, etc.) puede ser una señal temprana de que algo no va bien. En el caso de *A. caespitosa* el éxito fue menor en el límite inferior en años con condiciones promedio, pero no hubo diferencias si las condiciones eran secas. Además, nuestros resultados sugieren que la capacidad de *A. caespitosa* para mantener poblaciones en microhábitats contrastados podría darle oportunidades para afrontar cambios ambientales (García-Camacho & Escudero 2009).

Por otro lado, la emergencia y supervivencia de plántulas, conocidos cuellos de botella demográficos, no variaron a lo largo del gradiente altitudinal. No deja de ser sorprendente este resultado, dado que ante una hipotética contracción de las poblaciones de *A. caespitosa* como respuesta al calentamiento, era esperable que estos estadios vitales tempranos estuvieran comprometidos en el límite inferior. La capacidad de *A. caespitosa* para reclutar nuevas plántulas en ambientes bien contrastados aumenta sus posibilidades de soportar las nuevas condiciones ambientales ligadas al aumento de las temperaturas y de la frecuencia de eventos climáticos extremos (García-Camacho et al. 2010).

En el caso de *S. ciliata*, la respuesta fenológica reproductiva parece estar regulada por el fotoperiodo (Giménez-Benavides et al. 2007a). Esta estrategia limita fuertemente el aprovechamiento del agua de deshielo para una fase tan crítica como la reproductiva. Es por ello que las plantas de las poblaciones situadas a mayor altitud se reprodujeron mejor que las situadas abajo, siendo estas diferencias más acentuadas durante los años secos.

En esta especie también analizamos todas las probabilidades de transición desde la flor hasta el establecimiento de plántulas de segundo año (Giménez-Benavides et al. 2008). Los procesos que más limitan la regeneración son la fecundación y desarrollo de las semillas, la germinación y la posterior supervivencia durante el primer verano. Estos resultan más críticos en las zonas más térmicas, de manera que un calentamiento generalizado limitará el reclutamiento en los límites inferiores de su área actual de distribución.

3.- Para estimar la plasticidad fenotípica de los individuos adultos a las nuevas condiciones hemos evaluado la respuesta de *S. ciliata* ante un proceso de sequía extrema, un tipo de evento que resulta cada vez más frecuente en el Mediterráneo (Lloret 2012). De forma muy sintética podemos decir que, frente a un evento prolongado de escasez de agua, los individuos procedentes de la población situada en cotas altitudinales más bajas tardaron más tiempo en mostrar señales de estrés (por ejemplo, daño en sus fotosistemas, signos de marchitamiento foliar) que otros individuos procedentes de altitudes mayores. A su vez, se observaron diferencias en la expresión proteica ligada a la ausencia de recursos hídricos en función del origen altitudinal de los individuos (García-Fernández et al. 2013). Esto nos lleva a pensar que las respuestas de organismos ante las nuevas condiciones climáticas pueden producirse en cualquier sentido (demográfico, fisiológico, metabólico etc.) y de manera combinada.

4.- El estudio de la dinámica demográfica ofrece una información integrada sobre la viabilidad de las poblaciones en diferentes condiciones. Los modelos construidos para *A. caespitosa* confirmaron que las poblaciones son estables en cualquier circunstancia y, lo que es más interesante, la especie mostró una importante plasticidad demográfica que le permite mantener poblaciones estables en situaciones contrastadas por medio de ajustes (emergencia de plántulas, presencia en el banco de semillas etc.) en distintos puntos de su ciclo vital. Este fenómeno, denominado compensación demográfica (Doak y Morris 2010), podría ayudar a *A. caespitosa* a soportar con mayor resiliencia las condiciones que imponen los nuevos escenarios de cambio (García-Camacho et al. 2012). En otras palabras, la importancia en términos de dinámica demográfica de cada uno de los diferentes estadios vitales puede variar entre poblaciones. Por ejemplo, la el balance entre la fertilidad y la supervivencia de adultos puede modificarse para conseguir tasas de crecimiento similares.

S. ciliata mostró claras diferencias a lo largo del gradiente. Un análisis exhaustivo reveló que las poblaciones situadas a menor altitud estarían sufriendo una serie de condiciones ambientales que limitan su persistencia. Así por ejemplo la probabilidad de florecer es mucho menor en las poblaciones situadas a una altura más baja y es necesario que las plantas sean mucho más grandes para hacerlo o la supervivencia tras el primer verano de las plántulas es mucho más baja. En conjunto, estos resultados, junto con las evidencias comentadas con anterioridad, demuestran la escasa capacidad en el límite inferior para hacer frente a condiciones que allí imperan. Dado que la especie ya habita las cumbres más altas de Guadarrama, de continuar esta tendencia la consecuencia sería la reducción drástica de su área de ocupación (Giménez-Benavides et al. 2010).

5.- Otra alternativa para enfrentarse al cambio es la de persistir a través de cambios adaptativos a lo largo del gradiente altitudinal. En este sentido hemos evaluado la posible existencia de cambios de este tipo ligados a la fenología. Nuestro trabajo mostró que ambas especies presentan selección fenotípica hacia una floración más temprana, al menos en algunas de las poblaciones y años. Curiosamente, esta selección sobre el inicio de la floración no fue directa, sino que aparece como una correlación con la duración de la floración: cuanto antes abre su primera flor más tiempo puede florecer una planta y, en consecuencia, más frutos produce, confiriendo una ventaja frente a individuos que florecen más tarde (Giménez-Benavides et al. 2011). Para confirmar si los caracteres relacionados con el inicio de la floración se encuentran bajo selección y evaluar hasta qué punto su expresión se encuentra controlada genéticamente realizamos un experimento de jardín común con *A*

caespitosa (C. Lara-Romero, datos sin publicar). Los resultados sugieren que también existe un control genético del inicio de la floración, lo que supone una garantía para enfrentarse a los cambios que están ocurriendo.

También podría ocurrir que fases críticas de la regeneración estuvieran sujetas a selección natural con procesos de adaptación local que favorecerían la persistencia en condiciones ambientales cambiantes. Con este objetivo realizamos un experimento de siembras recíprocas entre tres poblaciones de *S. ciliata* a lo largo del gradiente altitudinal (Giménez-Benavides et al. 2007b). Encontramos evidencias de adaptación local en la emergencia y supervivencia de plántulas en las poblaciones situadas en el centro y sobre todo en las situadas en el límite inferior. Esta adaptación local a través del éxito de las plántulas puede compensar parcialmente las limitaciones derivadas del estrés hídrico, potenciando la persistencia de las poblaciones más marginales (Giménez-Benavides et al. 2007b).

6.- Dado que la diversidad genética es básica para enfrentarse a cambios ambientales, hemos evaluado como se estructura ésta en las poblaciones de estas plantas. En *A caespitosa*, obtuvimos valores de diversidad genética muy similares a especies del mismo género con distribuciones mucho más amplias. La estructura genética de *A caespitosa* muestra un patrón complejo (García-Fernández et al. 2013), que podría ser un reflejo de procesos de expansión-retracción de los hielos que se han reproducido en las montañas mediterráneas a lo largo de su historia y que implicarían cuellos de botella, dispersión a larga distancia, supervivencia en refugios, hibridación entre especies, etc. En el caso de *S. ciliata* encontramos un número relevante de alelos exclusivos en algunas poblaciones y unos valores de diversidad muy homogéneos (García-Fernández et al. 2012a). La estructura genética de las poblaciones de *S. ciliata* muestra un patrón de agrupación a lo largo del gradiente de altitud que forman las montañas, reuniendo poblaciones de menor altitud con las situadas en la cima de una misma montaña (García-Fernández et al. 2012a). Ante las nuevas condiciones ambientales que se producen con el cambio climático y su exacerbación que esperamos en el futuro próximo, la pérdida de algunos individuos podría resultar catastrófica, dado que se extinguirían genotipos adaptados a condiciones extremas o se perdería diversidad de poblaciones con alta diversidad genética. También resulta relevante conocer la historia evolutiva de la especie así como los niveles de flujo genético entre poblaciones, para poder localizar las zonas que son refugio de la diversidad genética y evaluar su fragilidad en el contexto del cambio climático.

Dado que los tamaños poblacionales pueden ser muy pequeños cabe pensar que aparezcan fenómenos de depresión endogámica en las poblaciones de alta montaña, promoviendo deriva genética, fijación de alelos deletéreos y la acumulación de mutaciones (Keller y Waller 2002). La capacidad de *S. ciliata* para autofecundarse y el aislamiento y pequeño tamaño de algunas poblaciones la convierten en un buen modelo para evaluar el efecto de la depresión endogámica en condiciones de estrés contrastadas para determinar la importancia que la depresión puede tener en la viabilidad de estos especialistas. Los resultados, tanto en cámara de germinación como en siembras *in situ* mostraron la menor viabilidad de las semillas endogámicas. A su vez, el mayor estrés que se produce en las poblaciones de menor altitud tuvo un impacto negativo en la germinación, aumentando el efecto pernicioso de la depresión endogámica (García-Fernández et al. 2012b).

7.- Con el objetivo de describir la estabilidad y sobre todo la vulnerabilidad de estos ecosistemas hemos explorado las interacciones bióticas en la alta montaña, con la idea de que cambios en las mismas pueden tener consecuencias graves en el funcionamiento de estas plantas y comunidades.

Así, hemos estudiado las interacciones planta-planta mediante el estudio de la red de facilitación que se establece en los parches de vegetación en los que normalmente se estructuran estas comunidades. Aunque son datos sin publicar los resultados obtenidos sugieren que el ensamblaje de las comunidades de alta montaña mediterránea está caracterizado por un patrón de anidamiento en el que unas especies dominantes engloban al resto de una manera secuencial y jerárquica. Podríamos decir que los parches mayores actúan como un sumidero de especies que buscan refugio en estos ambientes tan estresantes (Cavieres et al. 2006).

En la misma línea sabemos que las redes de interacción mutualistas planta-polinizador también pueden jugar un papel importante en la estabilidad de los ecosistemas, así como en el mantenimiento de la biodiversidad tanto a escala local como global (Bascompte y Jordano 2007). En los ecosistemas de alta montaña, las interacciones planta polinizador son especialmente importantes ya que muchas de sus plantas están limitadas por polen (García-Camacho y Tötland 2009). Con esta idea hemos estudiado los visitadores florales diurnos como nocturnos de nuestras comunidades de altura. Los resultados provisionales sugieren que la vulnerabilidad de la red se debe al escaso número de especies de la comunidad vegetal.

Recomendaciones para la adaptación

Nuestros trabajos señalan la vulnerabilidad de estas comunidades de alta montaña mediterránea al cambio global. Por otro lado las dos plantas estudiadas indican que las respuestas pueden ser idiosincráticas. Así, algunas especies, como *A. caespitosa*, están respondiendo con mecanismos compensatorios (plasticidad fenotípica, adaptación local) que les permiten ser viables en cualquier circunstancia, mientras otras especies, como *S. ciliata*, presentan dinámicas poblacionales conducentes a la extinción en dichas condiciones. Es por ello crítico ampliar el número de especies de las que tenemos información básica.

Aunque el presente informe se ha centrado en calentamiento, no cabe duda de que el factor crítico más importante para estas comunidades es la matorralización de las zonas de cumbre como consecuencia no sólo del cambio climático sino de otros factores tales como el abandono de las rutinas tradicionales de manejo de ganado en régimen extensivo. Este cambio implica la llegada de árboles y arbustos de cinturones de vegetación inferiores y la pérdida de hábitat y espacio para la vegetación supraforestal. Esto está haciendo que se reduzca de manera dramática la disponibilidad de espacio/hábitat para las comunidades de alta montaña. Por este motivo, acciones como desbroces manuales

o acciones encaminadas a reintroducir o reforzar la cabaña ganadera podrían ser aconsejables allí donde la presencia y viabilidad de poblaciones o comunidades de alta montaña se ven amenazada por la matorralización y el escaso tamaño o aislamiento de la comunidad. Entendemos que estas prácticas deben ser parte de un marco más amplio de gestión adaptativa que incluya programas experimentales que nos permitan ajustar nuestras prácticas ante resultados no deseados.

Referencias bibliográficas

Bascompte J, Jordano P (2007) Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 38:567-593

Cavieres LA, Badano EI, Sierra-Almeida A, Gómez-Gonzalez S, Molina-Montenegro MA (2006) Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant Laretia acaulis do not increase with elevation in the Andes of central Chile. New Phytologist 169:59-69

Doak, DF, Morris WF (2010) Demographic compensation and tipping points in climate-induced range shifts. Nature 467: 959-962

García-Camacho R, Albert MJ, Escudero A (2012) Small-scale demographic compensation in a high-mountain endemic: the low edge stands still. Plant Ecology and Diversity 5:37-44

García-Camacho R, Escudero A (2009) Reproduction of an early-flowering Mediterranean mountain narrow endemic (Armeria caespitosa) in a contracting mountain island. Plant Biology 11:515-524

García-Camacho R, Totland ÃR (2009) Pollen Limitation in the Alpine: a Meta-Analysis. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 41:103-111

García-Fernández A, Segarra-Moragues JG, Widmer A, Escudero A, Iriondo JM (2012a) Unravelling genetics at the top: mountain islands or isolated belts? Annals of Botany 110:1221-1232

García-Fernández A, Iriondo JM, Escudero A (2012b) Inbreeding at the edge: does inbreeding depression increase under more stressful conditions? Oikos 121:1435-1445

García-Fernández A, Iriondo JM, Bartels D, Escudero A (2013) Water stress responses in a plant locally adapted to altitude. Response to artificial drying until drought-induced death in different elevation populations of a high-mountain plant. Plant Biology 15: 93-100

García-Fernández A, Iriondo, JM, Escudero A, Aguilar JF, Nieto-Feliner G. (2013) Genetic patterns of habitat fragmentation and past climate-change effects in the Mediterranean high-mountain plant Armeria caespitosa (Plumbaginaceae). American Journal of Botany 100: 1641-1650

García-Romero A, Muñoz J, Andrés N, Palacios D (2010) Relationship between climate change and vegetation distribution in the Mediterranean mountains: Manzanares Head valley, Sierra de Guadarrama (Central Spain). Climate Change 100:645-666

Giménez-Benavides L, Escudero A, Iriondo JM (2007a) Reproductive limits of a late-flowering high-mountain Mediterranean plant along an elevation climate gradient. New Phytologist 173:367-382

Giménez-Benavides L, Escudero A, Iriondo JM (2007b) Local adaptation enhances seedling recruitment along an altitudinal gradient in a high mountain mediterranean plant. Annals of Botany 99:723-734

Giménez-Benavides L, Escudero A, Iriondo JM (2008) What shapes the altitudinal range of a high mountain Mediterranean plant? Recruitment probabilities from ovule to seedling stage. Ecography 31: 731-740

Giménez-Benavides L, Albert MJ, Iriondo JM, Escudero A (2010) Demographic processes of upward range contraction in a long-lived Mediterranean high mountain plant. Ecography 34: 85-93

Giménez-Benavides L, García-Camacho R, Iriondo JM, Escudero A (2011) Selection on flowering time in Mediterranean high-mountain plants under global warming. Evolutionary Ecology 25:777-794

Gottfried M, Pauli H, Futschik A, Akhalkatsi M, Barancok P, Benito Alonso JL, Coldea G, Dick J, Erschbamer B, Fernandez Calzado MR, Kazakis G, Krajci J, Larsson P,Mallaun M, Michelsen O, Moiseev D, Moiseev P, Molau U, Merzouki A, Nagy L, Nakhutsrishvili G, Pedersen B, Pelino G, Puscas M, Rossi G, Stanisci A, Theurillat JP, Tomaselli M, Villar L, Vittoz P, Vogiatzakis I, Grabherr G, (2012) Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. Nature Climate Change 2:111-115

Gotffried M, Pauli H, Reiter K, Grabherr G (1999) A fine-scaled predictive model for changes in species distribution patterns of high mountain plants induced by climate warming. Diversity and Distributions 5:241-251

Inouye D W, Morales M A, Dogge G J (2002) Variation in timing and abundance of flowering by Delphinium barbeyi Huth (Ranunculaceae), the roles of snowpack, frost and La Niña, in the context of climate change. Oecologia 130:543-550

Inouye D (2008) Effects of climate change on phenology, frost damage and floral abundance of montane wildflowers. Ecology 89:353-362

Jurasinski J, Kreyling J (2007) Upward shift of alpine plants increases floristic similarity of mountain summits. Journal of Vegetation Science 18:711-718

Kawecki TJ, Ebert D, (2004) Conceptual issues in local adaptation. Ecology Letters 7:1225-1241

Keller LF, Waller DM (2002) Inbreeding effects in wild populations. Trends in Ecology & Evolution 17:230-241

Körner C (2007) The use of “altitude” in ecological research. Trends in Ecology and Evolution 22:569-574

Lara-Romero C, Robledo-Arnuncio JJ, García-Fernández A, Iriondo JM (2014) Assessing intraspecific variation in effective dispersal along an altitudinal gradient: a test in two Mediterranean high-mountain plants. Plos One 9: e87189

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. Global Change Biology 18:797-805

Marris E (2007) The escalator effect. Nature Climate Change 1:94-96

Nogués-Bravo D, Araújo M B, Lasanta T, Moreno J I L (2008) Climate change in Mediterranean mountains during the 21st Century. AMBIO: A Journal of the Human Environment 37:280-285

Sanz-Elorza M, Dana ED, González A, Sobrino E (2003) Changes in the high-mountain vegetation of the central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. Annals of Botany 92:273-280

Thuiller W, Lavorel S, Araújo M B, Sykes M T, Prentice I C (2005) Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Science USA 102:8245-8250

Wilson R, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Montserrat V J (2007) An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. Global Change Biology 13:1873-1887

M. Sanz-Elorza

Investigador independiente
Correo electrónico: mario.sanz@catastro.minhap.es

5 Efectos del cambio climático sobre la vegetación de la península ibérica

Resultados clave

- El calentamiento está produciendo la expansión de especies termófilas hacia áreas donde antes no se encontraban debido a la existencia de barreras climáticas.
- También se ha detectado la naturalización en las áreas de clima más suave de nuestro territorio de especies alóctonas tropicales y subtropicales.
- Por último, se ha registrado la modificación de los límites de los pisos bioclimáticos, con ascenso hacia cotas altitudinales superiores de especies propias de los pisos inferiores.
- Para contribuir a paliar estos problemas se sugiere la utilización de especies autóctonas en jardinería y reforzar la protección de las áreas de alta montaña.

Impactos

Hoy en día, existe un consenso prácticamente unánime en cuanto a que el cambio climático reciente es principalmente la consecuencia de la acumulación en la atmósfera de gases con efecto invernadero (dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, halocarbonos, etc.) derivados de la actividad humana o de fuentes naturales. En particular, la concentración de CO_2 en la atmósfera se ha incrementado desde 290 ppm, en el comienzo de la revolución industrial, hasta 315 ppm en 1958, llegando a las 400 ppm a comienzos del siglo XXI. Se ha estimado que durante el siglo XX, la temperatura media en Europa ha sufrido un incremento de 0,6 ºC. No obstante, el calentamiento no se produce del mismo modo a lo largo de todo el planeta debido al efecto de los múltiples factores que afectan a los patrones de circulación atmosférica y oceánica a escala planetaria. De hecho, los efectos del cambio climático pueden variar sensiblemente dependiendo del área geográfica. De acuerdo con Lines (1998), se espera que el calentamiento sea más acusado en las regiones polares que en las ecuatoriales.

Los efectos más directos del incremento de la concentración de CO_2 en la atmósfera sobre la vegetación son probablemente el incremento de la tasa fotosintética y la disminución del ratio de respiración. Estos efectos se producirían de forma más marcada en las plantas con metabolismo C_3 con respecto a las C_4, aunque la consecuente subida de la temperatura beneficiaría más a las plantas con fotosíntesis C_4 y CAM, más eficientes en ambientes cálidos, secos y soleados. A su vez, el aumento de la concentración de CO_2 mejora la eficiencia en la utilización del agua, del nitrógeno y de la luz (Wolfe et al. 1998). En general, podemos esperar un aumento del tamaño y del número de las distintas partes de la planta, a menos que exista alguna limitación ambiental que lo contrarreste, tal como la disponibilidad hídrica, los nutrientes o la radiación solar. No obstante, estos factores y la concentración de CO_2 interactúan de forma compleja y de cara a dilucidar como van a variar el crecimiento y la productividad vegetal es necesario estudiar el fenómeno en profundidad (Acok 1992).

Las comunidades biológicas son especialmente sensibles a los cambios de temperatura. Como hemos señalado, el aspecto donde más consenso existe sobre el cambio climático es en el incremento de la temperatura, resultando más problemático deducir un patrón de cambio tan evidente en la distribución de las lluvias, aunque ello no debe implicar subestimar su importancia. Los cambios producidos son especialmente intensos en ciertas biocenosis, tales como los arrecifes de coral (Buddmeier & Gatuso 2000). En general los animales, gracias a su capacidad de movimiento, pueden responder rápidamente

a los cambios ambientales, y de alguna manera evitar o bien tomar ventaja ante las nuevas situaciones. Diversos casos de rápidas colonizaciones por parte de especies animales han sido descritos, y entre ellos los de aves y peces parecen los más conocidos, debido a su mayor aptitud para el movimiento y para la superación de barreras migratorias. España no es una excepción. Baste el conocido ejemplo de la cigüeña (*Ciconia ciconia*), que ya no migra en invierno, como pone de manifiesto el dato de las 7.594 parejas sedentarias contabilizadas en el censo invernal de 1995 (Gómez-Manzaneque 1997), o los no tan conocidos casos de anidada de especies africanas como *Elanus caeruleus* (Ferrero 1997), o su mera presencia esporádica, como ocurre con el maribú (*Leptostilos crumeniferus*) en las Marismas del Guadalquivir (Martín Rodríguez 2001). Análogamente, peces tropicales tales como *Capros aper* se han capturado en el Mediterráneo (Lloris 1999), y cambios en la distribución de especies marinas en el Atlántico nororiental y en las costas de África se han venido observando de un tiempo a esta parte (Lloris 1986). El calentamiento global puede también influir en la salud humana, al favorecer la expansión de mosquitos transmisores de enfermedades como la malaria, el dengue, la fiebre amarilla o diferentes tipos de encefalitis (Epstein 2000).

A pesar de los numerosos ejemplos que podemos encontrar en el Reino Animal, son las plantas fanerógamas las que sufren en mayor medida las consecuencias del clima, debido a su anclaje al suelo. Esta circunstancia las hace excelentes indicadores del clima, pues a veces su distribución puede estar relacionada con un complejo sistema de factores físicos y en otras puede ser explicada por un único factor limitante, como puede ser por ejemplo la temperatura. Tal sería el caso de *Ilex aquifolium*, cuyo límite norte en Europa se corresponde con la isoterma de 0 ºC (Strasburger et al., 1986). Es probable que el cambio global vaya a influir en la vegetación de varias áreas de la tierra, pero los cambios ocurrirán predominantemente de manera gradual, sin perjuicio de que el aumento o recesión de ciertas especies sensibles a los cambios de temperatura como consecuencia de la expansión o retracción de sus áreas de distribución, pueda ocurrir mucho más rápidamente. Las especies termosensibles constituyen un recurso muy útil para monitorizar los cambios en el clima a gran escala, en contraste con las limitaciones impuestas por los datos recabados de los observatorios meteorológicos, cuya red es a menudo insuficiente.

En los últimos cuarenta años ha sido posible detectar cambios en los patrones de distribución de las especies en la península ibérica, tanto en lo relativo a sus rangos altitudinales de aparición como latitudinales y regionales, si bien en este caso debidos más a cambios en el uso del suelo que al efecto directo del clima. Concretamente, varias especies termófilas, tanto nativas como alóctonas tropicales y subtropicales han variado sus áreas de distribución (Sobrino et al., 2001). De acuerdo con estos autores, el calentamiento global ha permitido la expansión de especies autóctonas termófilas, como la olivarda (*Dittrichia viscosa*) o la cerraja (*Sonchus tenerrimus*), desde las zonas costeras hacia regiones frías del interior o más septentrionales, sin la aparente intervención directa del ser humano. La amplificación del área de distribución de la olivarda, especie de día corto y por tanto de floración estivo-autumnal, y de la cerraja, con una floración indiferente al fotoperiodo, está principalmente relacionada con el incremento de la temperatura de los meses de invierno, lo que les permite la floración en estaciones que eran anteriormente más frías. Por otra parte, la introducción y posterior naturalización de diversas especies alóctonas de origen tropical, tales como el miraguá (*Araujia sericifera*), la capuchina (*Tropaeolum majus*), la espumilla (*Ageratina adenophora*) o la margarita africana (*Arctotheca caléndula*) se han visto favorecidas por el incremento de las temperaturas, ya que les ha permitido romper barreras biogeográficas que antes les resultaban infranqueables. El estudio de la distribución de estas especies en el nordeste de la península ibérica y en las costas del Mediterráneo durante los últimos cuarenta años pone en evidencia los cambios en la distribución geográfica asociados al incremento de las temperaturas (Sobrino et al. 2001).

En ambos casos parece más determinante el efecto de suavización del clima en el sentido del aumento de las temperaturas mínimas que, en el caso de las especies termófilas, es su principal factor limitante. Estos incrementos de las temperaturas mínimas medias afectan a la frecuencia y distribución de las heladas, dando lugar, en general, a un incremento del periodo de actividad vegetativa (Inouye 2000). Parecen existir también interacciones entre la concentración de CO_2 en la atmósfera y la temperatura, que parecen influir en la resistencia de las plantas a las heladas (Wayne et al. 1998). El calentamiento global afecta también a la fenología (Peñuelas & Filella 2001), produciéndose en general un adelanto de la floración y de la brotación de las hojas y un retraso en la caída o en la marcescencia (Menzel & Estrella 2001; Defila & Clot 2001), si bien esto hace también a las plantas más susceptibles a los daños por helada (Molgaard & Christensen 1977; Williams et al. 1992).

En climas tropicales, el aumento de la temperatura acompañado de una reducción de la precipitación, disminuye el área de los bosques tropicales húmedos, favoreciendo a otras formaciones vegetales de temperamento más termoxerófilo, como son los bosques de *Eucaliptus* en el caso de Australia (Hilbert et al. 2001).

Especialmente sensibles al cambio climático parecen resultar las especies y comunidades vegetales de montaña (Erschbamer 2001; Pauli et al. 2001), sobre todo en los límites altitudinales inferiores (donde el aumento de las temperaturas es más acusado), en los límites superiores (donde la superficie ocupada por las especies es muy reducida y no existe posibilidad de ascender en altitud) y en las regiones mediterráneas (donde se prevén fuertes impactos del cambio climático). Tal es el caso de las montañas del centro de la península ibérica, donde en los últimos 50 años hemos observado una paulatina introgresión de la vegetación arbustiva supraforestal en los dominios de los pastos psicroxerófilos crioromediterráneos, que ocupan las zonas más elevadas. Situaciones parecidas se han observado también en otras cordilleras del Planeta, pudiéndose destacar en este sentido las variaciones altitudinales y demográficas de *Rhododendron arboreum* Sm. en el Himalaya (Vetaas 2000) y la migración hacia altitudes superiores de numerosas especies en los Alpes (Pauli et al. 2001).

Especies termófilas nativas que amplían su área de distribución hacia regiones continentales más frías o más elevadas:

Las especies nativas termófilas muestran un avance muy claro hacia el interior de la Península Ibérica, siguiendo los ejes Tarragona-Lérida-Zaragoza-Logroño, remontando el valle del Ebro, y Zaragoza-Calatayud-Guadalajara-Alcalá de Henares-Madrid-Majadahonda hasta alcanzar el mismo centro de la Península. Las Figuras 1 y 2 muestran la recta de regresión de las temperaturas mínimas medias anuales de los últimos 70 años de las estaciones meteorológicas de Cambrils (Tarragona), Reus (Tarragona), Zaragoza, Calatayud (Zaragoza), Guadalajara, Alcalá de Henares y Madrid. En todos los casos se observa una tendencia hacia el incremento de la temperatura mínima en la serie estudiada, siendo este dato térmico el más relevante a la hora de explicar los patrones de expansión de las especies estudiadas, ya que hasta ahora, eran precisamente las frías temperaturas invernales las que impedían dicha expansión. Existe correlación entre los incrementos de

Figura 1.

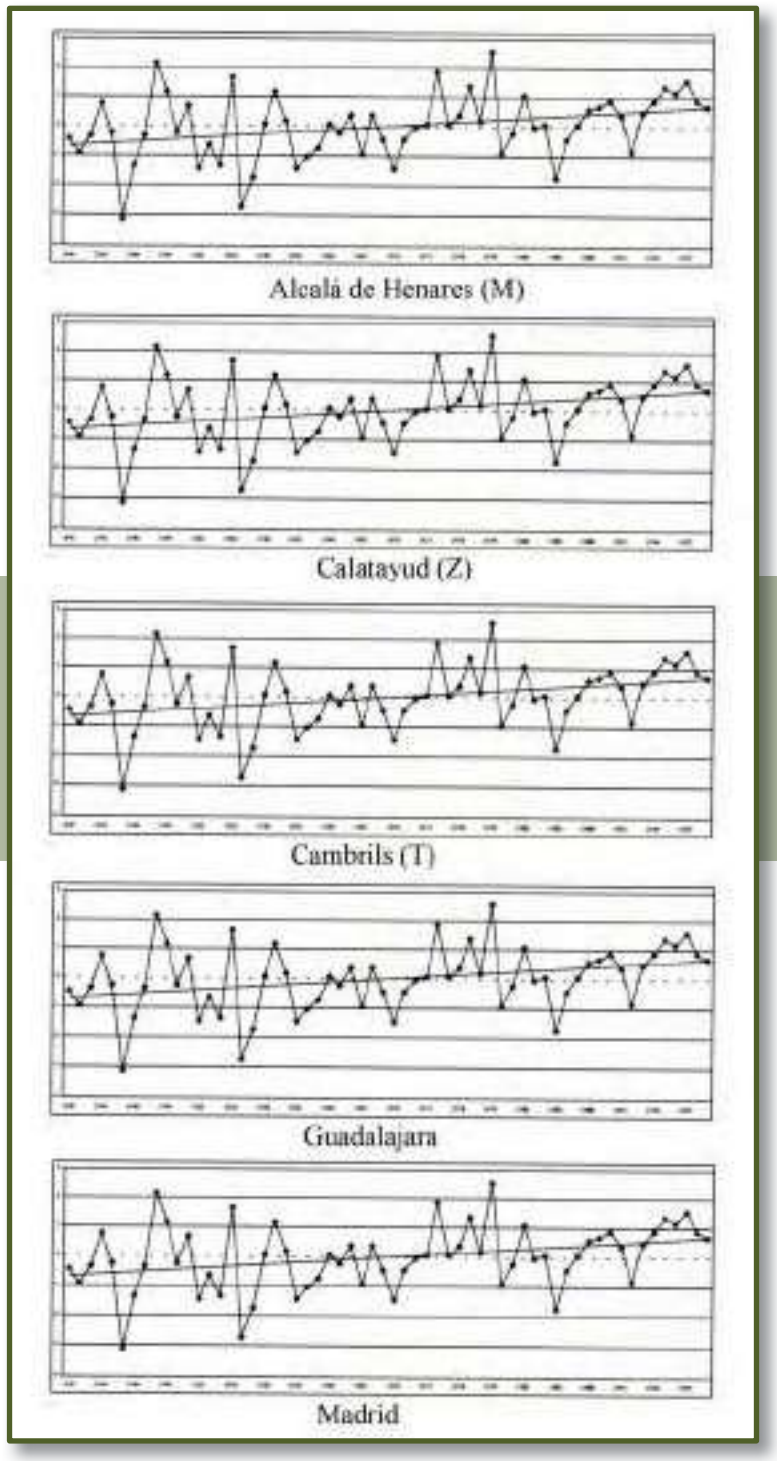


Figura 1. Serie de temperaturas mínimas medias anuales y recta de regresión de los observatorios de Alcalá de Henares (Madrid), Calatayud (Zaragoza), Cambrils (Tarragona), Guadalajara y Madrid.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Figura 2.

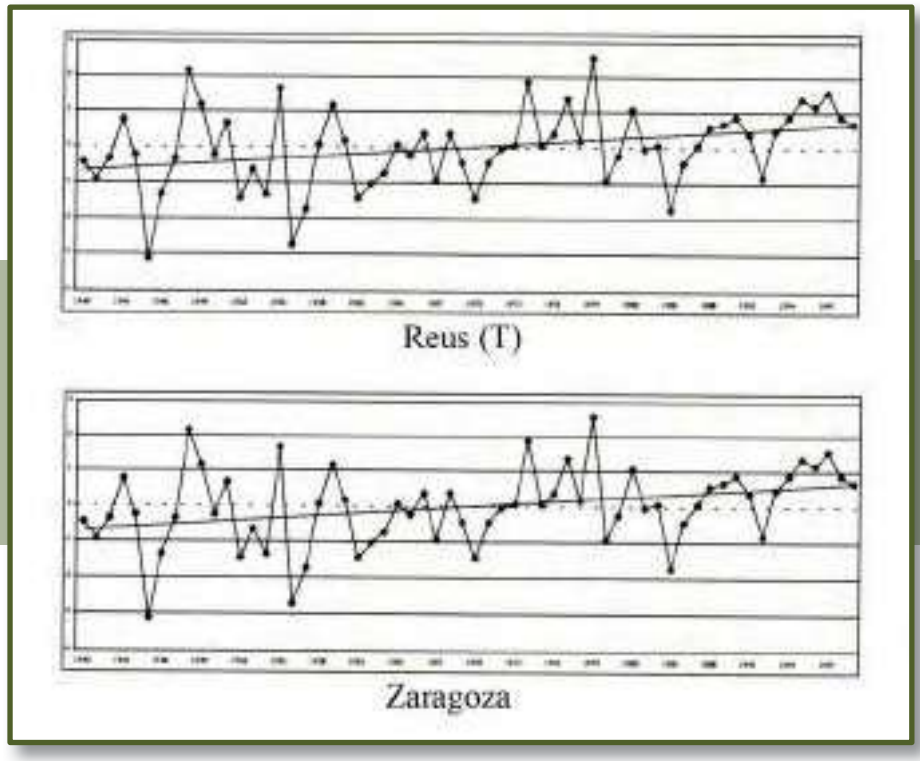


Figura 2. Serie de temperaturas mínimas medias anuales y recta de regresión de los observatorios de Reus (Tarragona) y Zaragoza.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

temperatura detectados en las series de datos climáticos correspondientes a los últimos 40 años y la expansión de especies nativas termófilas (*Sonchus tenerrimus, Dittrichia viscosa*) hacia áreas continentales más frías o más elevadas donde antes se encontraban ausentes. El incremento de las temperaturas mínimas atenúa la continentalidad, creando condiciones favorables para el desarrollo de estas especies.

Sonchus tenerrimus L.: terófito, más raramente caméfito, nativo, perteneciente a la familia de las compuestas, indiferente al fotoperiodo y que florece durante prácticamente todo el año, incluso en zonas del interior de la península donde se ha visto en floración en los meses de noviembre y diciembre. De acuerdo con Bolòs & Vigo (1995), Gallego (1987), Samo (1994) y Stübing & Peris (1998) habita en ambientes ruderales y viarios, así como en roquedos nitrificados, tanto naturales como artificiales. Los datos de herbario y las observaciones propias revelan que hasta 1970 esta especie mostraba un modelo de distribución costero (Figura 3) ajustado a la línea imaginaria que marca menos de 10 días de helada al año (Font-Tullot, 1983). La única cita anterior a 1970 fuera de dicha línea corresponde a un pliego de herbario (MA 139881) recolectado por C. Vicioso en Calatayud en 1906. No obstante, hemos observado como esta especie se ha extendido sobre todo a lo largo de las carreteras, presentando actualmente una distribución casi continua a lo largo de autovía A-2. En los últimos 20 años, ha sido citada o herborizada en las localidades de Lérida (1997), Tamarite de Litera (1999), Haro (1998), Zaragoza (1990), Calatayud (1999), Alcalá de Henares (2000) y Madrid (1999), y en fechas más recientes en lugares tan insólitos como Torla en el Pirineo aragonés, a una altitud de 1.000 m. Los montes del Sistema Ibérico, entre Zaragoza y Calatayud, parecen constituir una barrera a su expansión, aunque reaparece en el valle del río Henares (Alcalá de Henares). La estrategia de dispersión de *Sonchus tenerrimus*, consistente en el crecimiento, floración y fructificación durante los meses del otoño y del invierno, encuentra unas oportunidades ideales en el nuevo escenario climático, donde las temperaturas de dichos meses son menos rigurosas y además no suelen producirse limitaciones hídricas, lo que explica el cambio en el patrón de distribución observado.

Dittrichia viscosa (L.) Greuter: planta sufruticosa, de tipo caméfito o nanofanerófito, también perteneciente a la familia de las compuestas, de floración exclusivamente otoñal e invernal, que habita principalmente en cunetas, cascajos fluviales y terrenos secos, alterados y removidos en general, con carácter pionero. Habita principalmente en los dominios de *Quercetalia ilicis* Br.-Bl. ex Molioner 1934 em. Rivas Martínez 1975, alcanzando ocasionalmente los de *Quercion pubescenti-sessiliflorae* Br.-Bl. 1932 en enclaves adecuados. Su rango altitudinal se considera comprendido entre 0 y 1.000 m, pero en las últimas décadas las citas a mayor altura aumentan dentro de dicho rango Recientemente la hemos observado incluso por encima de los 1.000 m en algunas localidades de Segovia y Soria. El aumento de las temperaturas mínimas durante su periodo de floración, reduciendo la probabilidad de aparición de heladas tempranas, favorece la producción de diásporas en localidades cada vez más elevadas, haciendo posible su colonización.

Figura 3.

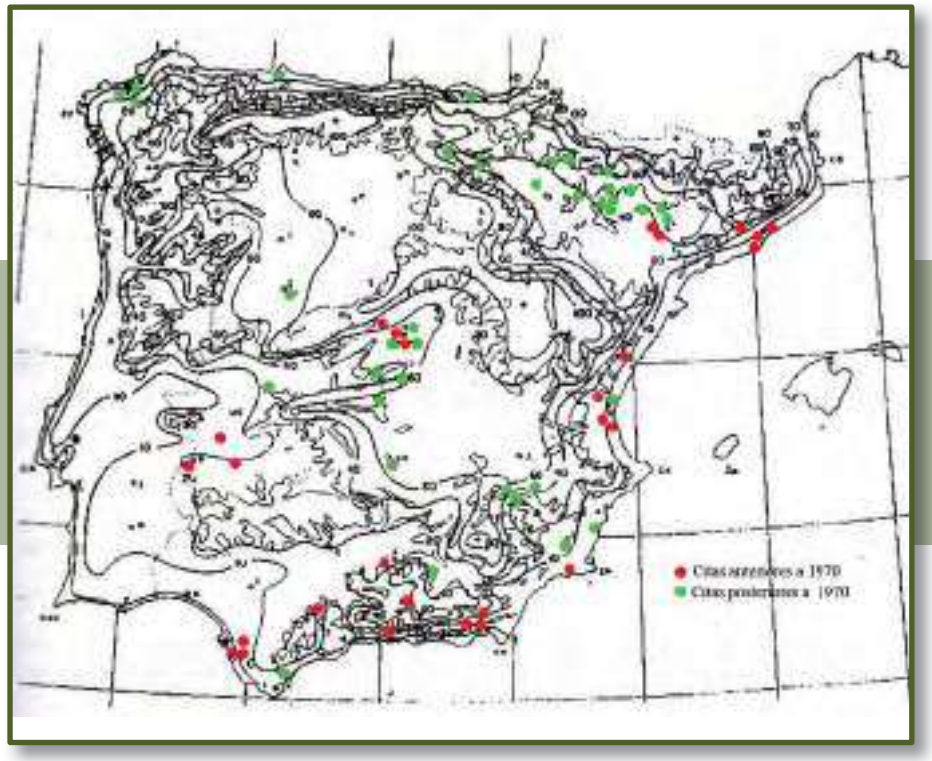


Figura 3. Distribución de *Sonchus tenerrimus* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número días de helada al año ● anteriores a 1970/ ● posteriores a 1970.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Figura 4.

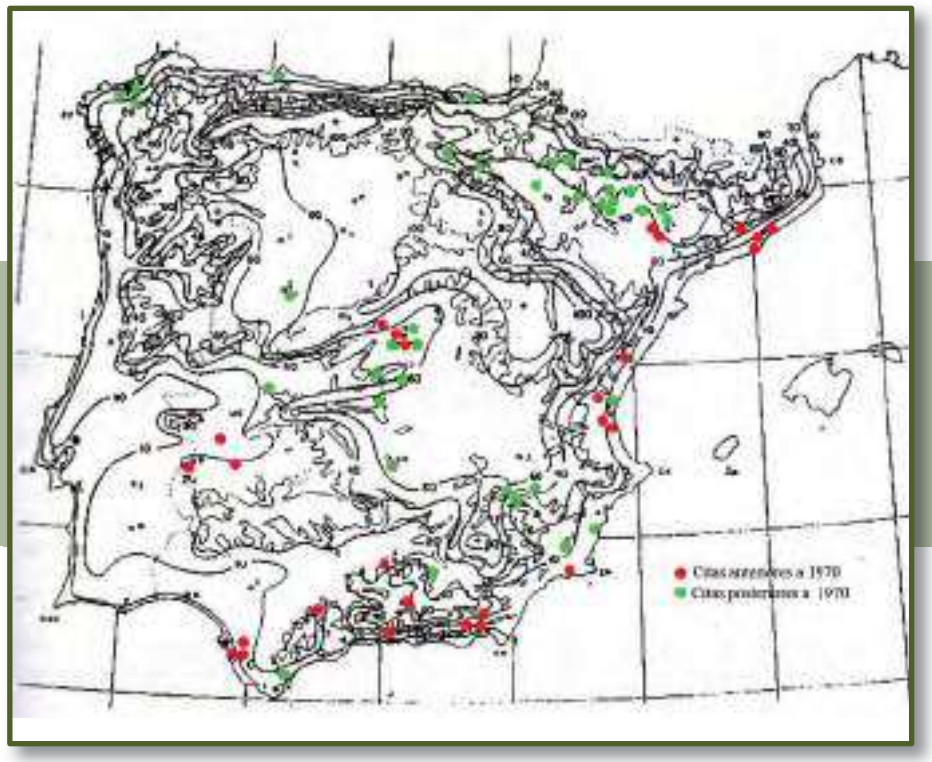


Figura 4. Distribución de *Dittrichia viscosa* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número de días de helada al año. ● anteriores a 1970/ ● posteriores a 1970.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Especies exóticas tropicales y capenses en expansión

Diversas especies alóctonas tropicales han extendido su ámbito de aparición en las regiones costeras en las últimas cuatro décadas, gracias al incremento de las temperaturas mínimas, lo que les ha permitido sobrevivir al suponer la desaparición de unas condiciones que antes les resultaban limitantes. Ello acarrea, sin duda, un alto riesgo de aparición de procesos de invasión biológica, con las negativas consecuencias ambientales derivadas.

Ageratina adenophora (Spreng.) King. & H. Rob.: compuesta nativa de México, introducida en España y naturalizada, mostrando carácter invasor en la costa de Málaga y Granada y en las islas Canarias occidentales, donde se considera una amenaza a la flora nativa (Gómez Campo 1996). Coloniza riberas y cascajos fluviales sometidos a fuerte o moderada influencia antropozoógena. Su presencia en la Península es bastante creciente, encontrándose en fase de expansión (Figura 5).

Araujia sericifera Brot.: liana perteneciente a la familia *Asclepiadaceae*, originaria de América del Sur, conocida en Cataluña como miraguá, introducida en Europa como planta ornamental y textil (el fruto contiene fibra). Se encuentra naturalizada en numerosas áreas de la costa mediterránea (Figura 6), desde Gerona hasta Almería, y en el País Vasco (Herrera & Campos, 2010), adaptándose a hábitats muy variados, como cercas y alambradas, troncos de árboles, jardines abandonados, plantaciones de agrios, etc. Con anterioridad a 1980 sólo se la había citado en dos localidades, Port Bou (Malagarriga 1976) y el Delta del Ebro (Balada & Folch 1977).

Teniendo en cuenta que hace décadas que no se usa en jardinería ni se cultiva con otros fines, parece que su reciente y explosiva expansión está relacionada con el incremento de las temperaturas mínimas. El éxito de la dispersión de esta especie neotropical no parece radicar en la floración, ya que ésta tiene lugar en verano. En su expansión, iniciada en la costa catalana, no parece haber intervenido el ser humano, aunque sí parece decisiva la suavización de las temperaturas invernales, que favorecen la germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas.

Tropaeolum majus L.: planta herbácea anual o perenne, muy termófila, conocida popularmente como capuchina, originaria del este de América del Sur (Perú, Ecuador, Colombia) e introducida en Europa por los conquistadores españoles para su cultivo en jardinería. A menudo escapa y aparece naturalizada cerca de los lugares habitados. En la Figura 7 se muestra su distribución en la península ibérica, siendo la mayoría de sus citas posteriores a 1970, representando otro caso de expansión relacionada con el incremento de las temperaturas mínimas invernales.

Arctotheca calendula (L.) Levyns: compuesta anual de origen sudafricano, introducida en la península ibérica (sur de Portugal) a principios del siglo XX (Coutinho, 1913). Hasta 1978 su presencia ha sido testimonial y restringida a unas pocas localidades (Cádiz, L'Ametlla de Mar). Desde entonces, sus focos de aparición se han ido disparando tanto por las costas del Mediterráneo como por las del Cantábrico y del Atlántico (Figura 8). En todos los casos, se naturaliza en arenales con fuerte influencia marítima.

Figura 5.

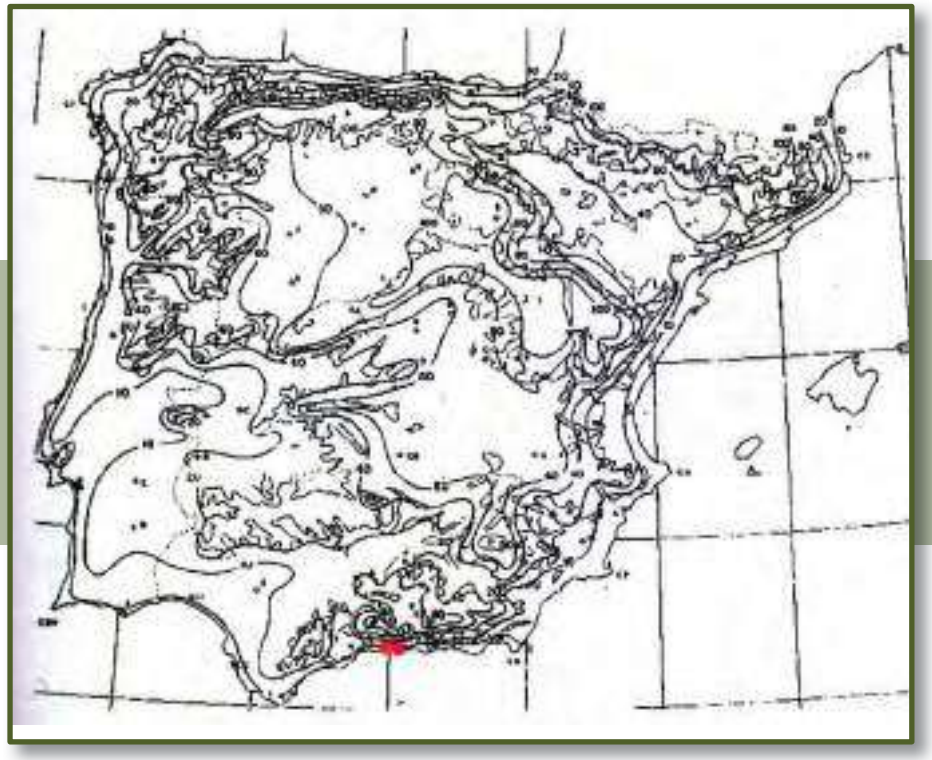


Figura 5. Distribución de *Ageratina adenophora* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número de días de helada al año.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Figura 6.

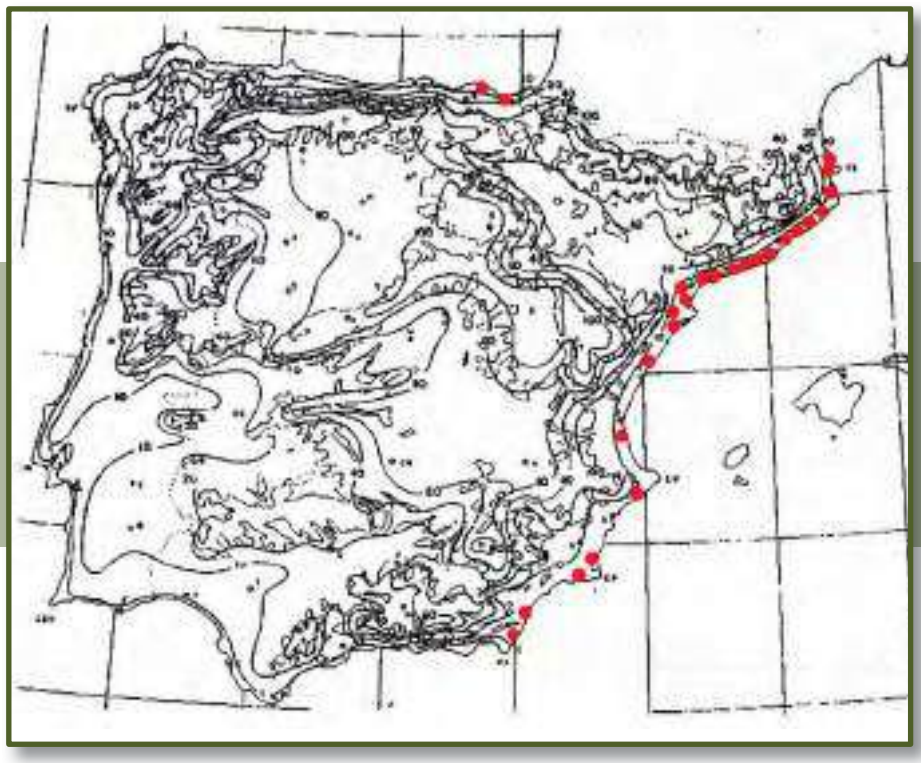


Figura 6. Distribución de *Araujia sericifera* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número de días de helada al año.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Figura 7.

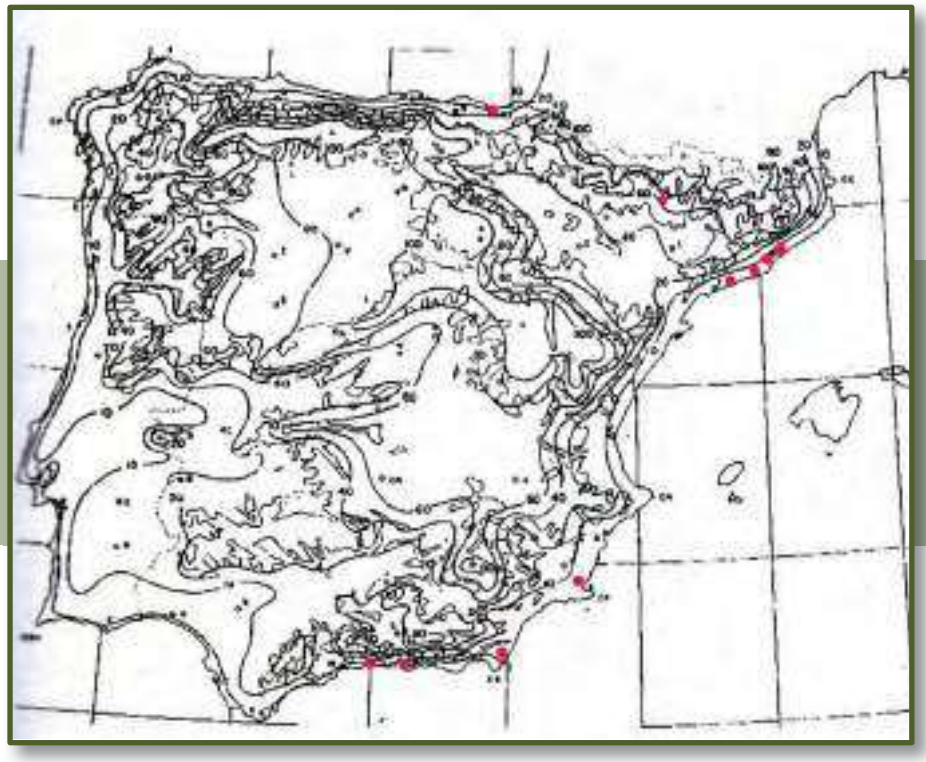


Figura 7. Distribución de *Tropaeolum majus* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número de días de helada al año.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Figura 8.

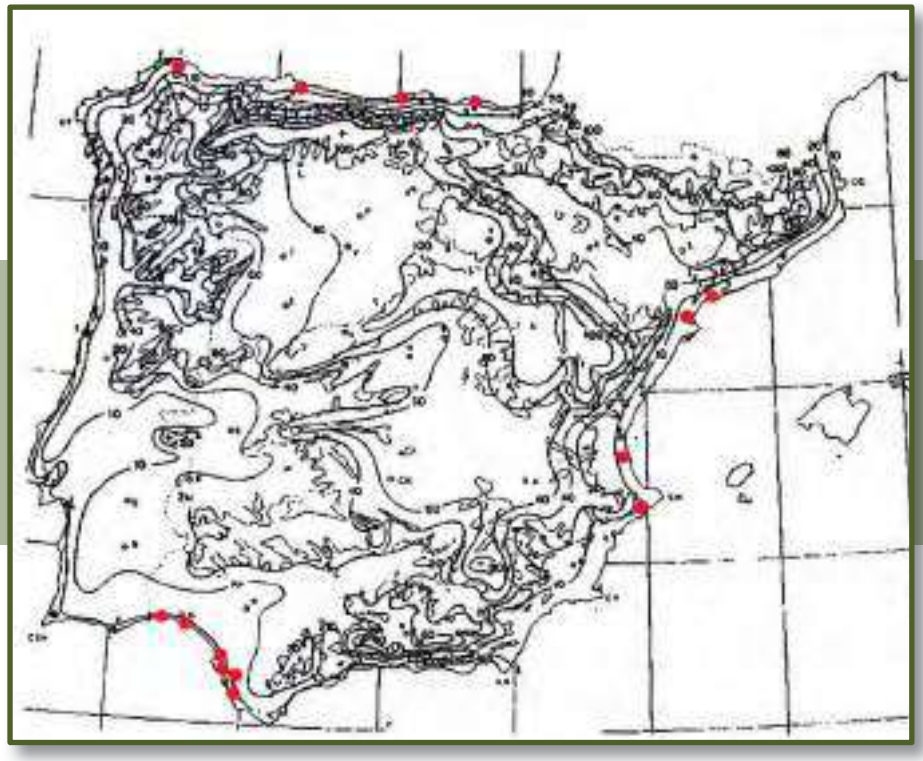


Figura 8. Distribución de *Arctotheca calendula* en la Península Ibérica sobre el mapa de isolíneas de número de días de helada al año.

Fuente: elaborado a partir de Sobrino et al. (2001).

Alteraciones altitudinales de los pisos bioclimáticos de vegetación

Para la exposición de este efecto, vamos a basarnos en las observaciones realizadas en la vegetación del Sistema Central español, las cuales nos han permitido constatar los siguientes fenómenos (Sanz-Elorza et al 2003):

1) Como consecuencia del cambio climático, se ha producido una introgresión de la vegetación arbustiva supraforestal (piso oromediterráneo) en el piso superior correspondiente al de los pastos psicroxerófilos (piso crioromediterráneo). En concreto, ha tenido lugar la expansión de los arbustos *Cytisus oromediterraneus* Rivas Martínez y *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* (Suter) Celak hacia cotas superiores.

2) La ascensión de estos arbustos oromediterráneos, que actúan como bioindicadores, está provocando la desaparición del piso crioromediterráneo en el Sistema Central español, simplificándose y empobreciéndose la cliserie de vegetación de estas montañas.

El Sistema Central español constituye una larga cadena montañosa de aproximadamente 500 km de longitud, situada en el centro de la península ibérica, que divide la meseta ibérica en dos unidades: la submeseta norte y la submeseta sur (Muñoz and Sanz-Herráiz, 1995). Su estructura, ubicación y orientación transversa (ENE-OSO) quedaron condicionadas en primera instancia por el plegamiento hercínico y posteriormente por la orogenia alpina, que elevó la cordillera en su configuración actual. En las cotas superiores se produjo una activa erosión glaciar durante el Cuaternario.

La litología del Sistema Central está dominada por materiales silíceos paleozoicos: granitos, gneises, pizarras, esquistos, cuarcitas, etc., existiendo algunos afloramientos calcáreos, igualmente paleozoicos, de muy reducida dimensión, que sin embargo albergan una interesante flora basófila (Pérez Badia *et al*., 1998). Desde una perspectiva geográfica, el Sistema Central se divide en varias sierras, que de este a oeste son: Ayllón (Pico del Lobo, 2273 m), Guadarrama (Peñalara, 2428 m), Gredos (Almanzor, 2592 m), Gata (1723 m) y finalmente, ya en territorio Portugués, la Sierra de Estrela (1993 m).

La Sierra de Guadarrama se sitúa prácticamente en el centro de la península ibérica, compartida entre las provincias de Madrid y Segovia. Las cumbres más elevadas de esta sierra se encuentran en el llamado Macizo de Peñalara, donde se conservan importantes restos de relieve glaciar (lagunas, circos, morrenas, etc.). Por sus condiciones climáticas y edáficas, la Sierra de Guadarrama ha constituido tradicionalmente un área de montaña con una economía basada fundamentalmente en la ganadería y en la selvicultura. Los cambios socioeconómicos de las últimas décadas han desplazado paulatinamente el uso silvopastoral del territorio a favor de los servicios, del ocio (deportes de invierno) y del uso urbano como residencia veraniega. Este último impacto se ha acusado más intensamente en la vertiente madrileña de la sierra. El 30 de septiembre de 1930 se declararon Sitios Naturales de Interés Nacional varios enclaves de la Sierra de Guadarrama, entre ellos el Macizo de Peñalara

(Hernández-Pacheco, 1931), en reconocimiento a la singular belleza de su paisaje y de su abrupto modelado glaciar, y también por constituir el sector más alpino de toda la Sierra de Guadarrama, donde es posible el desarrollo de hábitats de alta montaña poco representados fuera de este espacio. En el año 1990 se recalificó para actualizar su figura de protección al marco normativo vigente, pasando a denominarse Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara. Finalmente, en el año 2013, después de un largo periodo de discusiones y desencuentros políticos, se consiguió el máximo nivel de protección para estas montañas al quedar incluidas dentro del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (Ley 7/2013, de 25 de junio). Gracias a sus inestimables valores naturales, fueron el escenario donde se dieron los primeros pasos de la Ecología y la Geología en España, en las postrimerías del siglo XIX y principios del XX (Casado 2000).

La flora y la vegetación de la Sierra de Guadarrama, y del macizo de Peñalara en particular, han sido objeto de numerosos trabajos desde el punto de vista bioclimático (Huguet del Villar 1927; Rivas-Martínez 1963; Rivas-Martínez et al. 1987; Fernández-González 1988; Rivas-Martínez et al. 1990; Rivas-Martínez et al. 1999). De manera que, de acuerdo con la tipología bioclimática de Rivas-Martínez & Loidi (1999), en el Macizo de Peñalara se encuentran presentes tres pisos bioclimáticos o termotipos (supramediterráneo, oromediterráneo y crioromediterráneo).

Estos termotipos, combinados con los tres ombrotipos presentes en el Macizo de Peñalara, delimitan bioclimáticamente los diferentes dominios de vegetación presentes. El esquema teórico de vegetación climatófila del Macizo de Peñalara, establece la existencia de un piso crioromediterráneo subhúmedo inferior, cuyo límite inferior se sitúa entre 2150 y 2250 m de altitud, dependiendo de la orientación, que ocupa las áreas más elevadas del macizo, sometidas a fuertes vientos y a intensos procesos de crioturbación. La vegetación potencial climatófila de este piso corresponde a un pastizal psicroxerófilo, dominado por gramíneas vivaces duras, en el que abundan ciertos nanocaméfitos pulviniformes de muy pequeñas dimensiones. En cuanto a su composición florística, las especies más abundantes y destacables son *Festuca indigesta* Boiss. subsp. *aragonensis* (Willk.) Kerguélen, *Hieracium vahlii* Froelich subsp. *myriademum* (Boiss. & Reuter) Zahn, *Thymus bracteatus* Lange ex Cutanda subsp. *bracteatus*, *Minuartia recurva* (All.) Schinz & Thell., *Plantago alpina* L., *Armeria caespitosa* (Gómez Ortega) Boiss., *Jurinea humilis* (Desf.) DC., *Jasione sessiliflora* Boiss. & Reuter, *Linaria elegans* Cav., *Leucanthemopsis alpina* (L.) Heywood, *Avenula marginata* (Lowe) J. Holub subsp. *sulcata* (Gay ex Delastre) Franco, *Koeleria crassipes* Lange, *Sedum brevifolium* DC., etc. En estos pastizales se encuentran también presentes varias reliquias boreo-alpinas, como *Phyteuma hemisphaericum* L. y *Agrostis rupestris* All., y algunos endemismos de la alta montaña ibérica, como la propia *Linaria elegans* Cav., *Senecio boissieri* DC., *Luzula hispanica* Chrtek & Krisa, *Veronica fruticans* Jacq. subsp. *cantabrica* Laínz, *Erysimum humile* Pers. subsp. *penyalarense* (Pau) Rivas-Martínez ex G. López, etc. En situaciones topográficas que favorecen la acumulación y persistencia de la nieve se desarrollan pastizales quionófilos de *Nardus stricta* L. Sobre las gleras o pedregales, bastante frecuentes en el Macizo de Peñalara, aparecen comunidades permanentes edafófilas con *Cryptogramma crispa* (L.) R. Br. ex Hook., *Dryopteris oreades* Fomin, *Linaria saxatilis* (L.) Chaz., *Senecio carpetanus* Boiss. & Reuter, *Digitalis purpurea* L. var. *carpetana* Rivas Mateos, *Doronicum carpetanum* Boiss. & Reuter ex Willk., *Arrhenatherum elatius* (L.) Beauv. ex J. & C. Presl subsp. *carpetanum* Rivas-Martínez ex Fernández-González, *Coincya monensis* (L.) Greuter & Burdet subsp. *orophila* (Franco) Aedo, Leadlay & Muñoz Garm., etc. Sobre los roquedos sometidos a escorrentías tras la fusión de la nieve, prosperan comunidades presididas por *Allium schoenoprasum* L. subsp. *latiorifolium* (Pau) Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata, junto con diversos geófitos y hemicroptófitos adaptados a soportar la hidromorfía temporal. Finalmente, en las fisuras y grietas de las paredes verticales, muy desarrolladas en la vertiente sur del macizo, aparecen especies como *Saxifraga pentadactylis* Lapeyr. subsp. *willkommiana* (Boiss. ex Willk.) Rivas-Martínez, *Alchemilla saxatilis* Buser, *Asplenium septentrionale* (L.) Hoffm. subsp. *septentrionale*, *Murbeckiella boryi* (Boiss.) Rothm., *Sedum hirsutum* All., *Hieracium amplexicaule* L., *Silene boryi* Boiss. subsp. *penyalarensis* (Pau) Rivas-Martínez, etc.

Inmediatamente por debajo del piso crioromediterráneo, aparece el piso oromediterráneo superior, cuyo límite inferior se sitúa entre 1900 y 2000 m de altitud. Su vegetación potencial climatófila corresponde a un matorral almohadillado, favorecido por el fuego, dominado por *Cytisus oromediterraneus* Rivas-Martínez y *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* (Suter) Celak., a los que suelen acompañar *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin., *Luzula lactea* Link ex E.H.F. Meyer, *Arenaria montana* L., *Senecio carpetanus* Boiss & Reuter, *Ranunculus ollisiponensis* Pers. subsp. *alpinus* (Boiss. & Reuter) Grau, etc. *Juniperus communis* subsp. *alpina* a veces avanza hacia el piso crioromediterráneo sobre substratos rocosos o bien en situaciones topográficas que no favorecen la acumulación y persistencia de la nieve. Por debajo de este piso, y hasta una altitud aproximada de 1700 m, se extiende el piso oromediterráneo húmedo y superhúmedo inferior, cuya vegetación potencial corresponde a un pinar de *Pinus sylvestris* L. var. *iberica* Svob., con *Deschampsia flexuosa*, *Juniperus communis* subsp. *alpina*, *Adenocarpus hispanicus* (Lam.) DC., *Jasione laevis* Lam. subsp. *carpetana* (Boiss. & Reuter) Rivas-Martínez, *Linaria nivea* Boiss. & Reuter, *Luzula lactea* Link ex E.H.F. Meyer, *Rumex acetosella* L. subsp. *angiocarpus* (Murb.) Murb., *Cerastium ramosissimum* Boiss., etc.

Inmediatamente debajo, y hasta los 1400-1500 m de altitud, aparece el piso supramediterráneo húmedo superior, cuya vegetación potencial corresponde también a un pinar de *Pinus sylvestris* var. *iberica*, pero con diferente cortejo florístico. Entre las especies que lo forman destacan *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Juniperus communis* L. subsp. *hemisphaerica* (C. Presl) Nyman, *Galium rotundifolium* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin., *Holcus mollis* L., *Arenaria montana* L., *Luzula forsteri* (Sm.) DC., etc. Finalmente, por debajo de los 1400-1500 m aparece el piso supramediterráneo subhúmedo inferior. Su vegetación potencial climatófila es un robledal marcescente de *Quercus pyrenaica* Willd., al que suelen acompañar en el sotobosque *Luzula lactea* Link ex E.H.F. Meyer, *Linaria nivea* Boiss. & Reuter, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin., *Aristolochia paucinervis* Pomel, *Arenaria montana* L., *Brachypodium*

sylvaticum (Hudson) Beauv., *Lathyrus niger* (L.) Bernh., *Moehringia trinervia* (L.) Chairv., *Vicia tenuifolia* Roth, *Silene latifolia* Poir., *Sanicula europaea* L., *Primula veris* L. subsp. *veris*, *Potentilla micrantha* Ramond ex DC., *Cruciata glabra* (L.) Ehrend., *Conopodium pyrenaicum* (Loisel) Miégeville, *Crategus monogyna* Jacq., etc. y diversas leguminosas arbustivas en sus claros y orlas, como *Genista cinerascens* Lange y *Cytisus oromediterraneus*.

Los cambios producidos en la vegetación de alta montaña del Macizo de Peñalara en la segunda mitad del siglo XX, se evidencian comparando el estado en el que se encontraba en los años 1957 y 1991, utilizando técnicas de fotogrametría aérea y fotointerpretación. Con el objeto de cuantificar la proliferación y expansión de los arbustos oromediterráneos (*Cytisus oromediterraneus* y *Juniperus communis* subsp. *alpina*) en el piso crioromediterráneo, Sanz-Elorza et al. (2003) establecieron dos transectos, uno siguiendo la dirección SO-NE y otro la O-E, desde la cota situada a 2300 m hasta la cima del pico Peñalara (2428 m). Sobre el eje de cada transecto se delimitó una sucesión de 22 y 15 parcelas circulares respectivamente, tangentes entre sí, de 1000 m^2 de superficie cada una, procediéndose a contar el número de arbustos o rodales continuos existentes en cada parcela, tanto en la fotografía aérea de 1957 como en el ortofotomapa de 1991, por procedimientos informáticos previa digitalización de la cartografía. Así mismo, se contó el número total de arbustos y rodales continuos existentes por encima de 2400 m de altitud y entre 2300 y 2400 m en ambas fechas. Paralelamente se estudió la evolución de las temperaturas en el entorno del Macizo de Peñalara durante la segunda mitad del siglo XX utilizando los datos del observatorio meteorológico del Puerto de Navacerrada (1890 m), situado a 8 km en línea recta de la cumbre de Peñalara, en el piso oromediterráneo húmedo e hiperhúmedo inferior.

El estado de la vegetación del Macizo de Peñalara en el año 1957 (Figura 9), muestra un escaso número de rodales de arbustos e individuos aislados existentes por el punteado oscuro de la imagen. Del mismo modo, en el año 1991 se aprecia perfectamente que la densidad del punteado es mayor a partir de la isolínea de 2200 m de altitud, límite teórico inferior del piso crioromediterráneo (Rivas-Martínez et al. 1990). Los resultados del transecto SO-NE se muestran en la Figura 10, donde puede apreciarse el número sensiblemente superior de arbustos en cada parcela del transecto en el año 1991 con respecto al año 1957. El mínimo relativo alcanzado en torno a los 2390 m de altitud se debe a la existencia de un afloramiento rocoso en dicha cota que prácticamente impide el desarrollo de los arbustos Lo mismo ocurre en los alrededores de la cima de Peñalara. Resultados muy parecidos se obtuvieron en el transecto O-E (Figura 10), tendiendo a converger las curvas en la cota 2400 debido igualmente a presencia de rocas. En ambos casos, como es de esperar, el número de arbustos va decreciendo con la altura, tendiendo a 0, pero sin alcanzar la convergencia más que en la cumbre, situándose la curva del año 1991 siempre por encima de la correspondiente a 1957. En cuanto al número total de arbustos situados por encima de la cota 2300 en el conjunto del Macizo de Peñalara, los resultados obtenidos muestran igualmente una neta superioridad a favor del año 1991, en el que se contabilizaron 2644 arbustos y rodales continuos entre las cotas 2300 y 2400, y 486 por encima de los 2400 m de altitud, frente a los 1215 arbustos y rodales continuos existentes entre 2300 y 2400 m y los tan solo 24 por encima de 2400 m que existían en el año 1957.

Figura 9.

Figura 9. Fotografías aéreas del Macizo de Peñalara (arriba 1991 y abajo 1957) mostrando los transectos estudiados.

Fuente: elaborado a partir de Sanz-Elorza et al. (2003).

Figura 10.

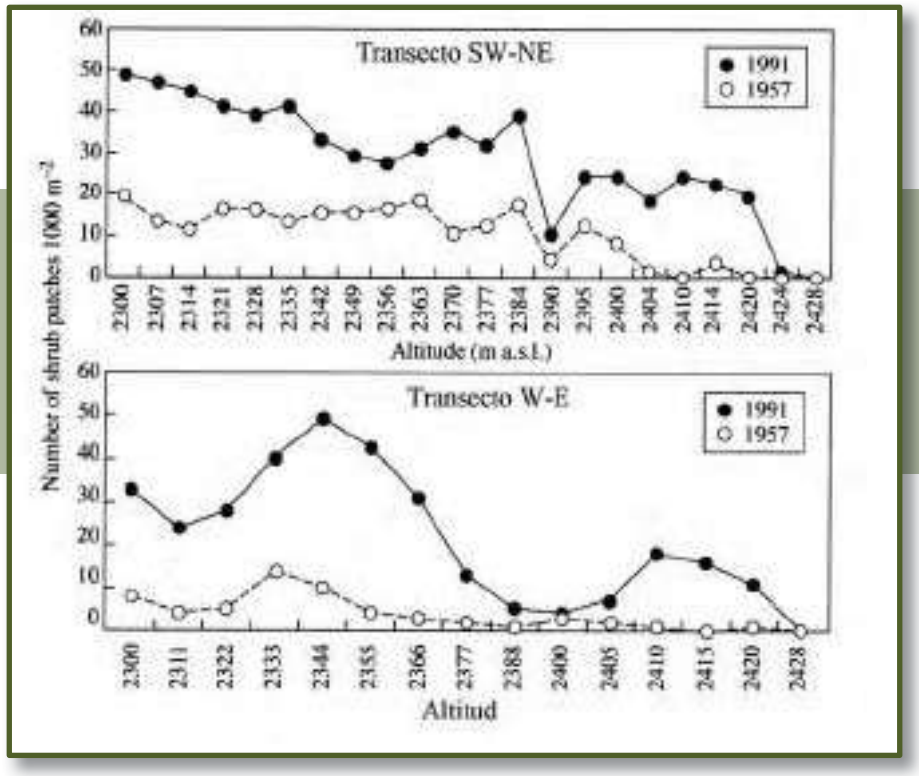


Figura 10. Número de rodales de arbustos (y de individuos aislados) a lo largo de los dos transectos, en los años 1957 y 1991.

Fuente: elaborado a partir de Sanz-Elorza et al. (2003).

Figura 11.

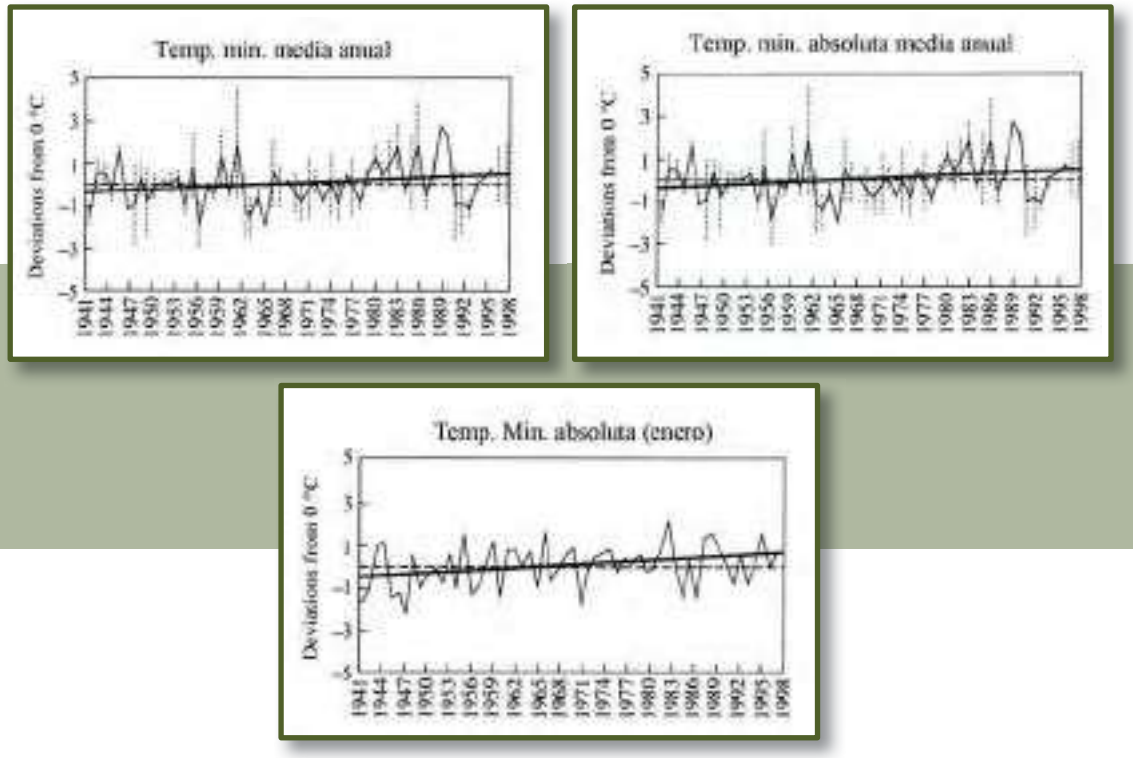


Figura 11. Anomalías de temperaturas mínimas del observatorio del Puerto de Navacerrada y sus rectas de regresión. R^2 significativo para el 5 % de probabilidad.

Fuente: elaborado a partir de Sanz-Elorza et al. (2003).

Figura 11.

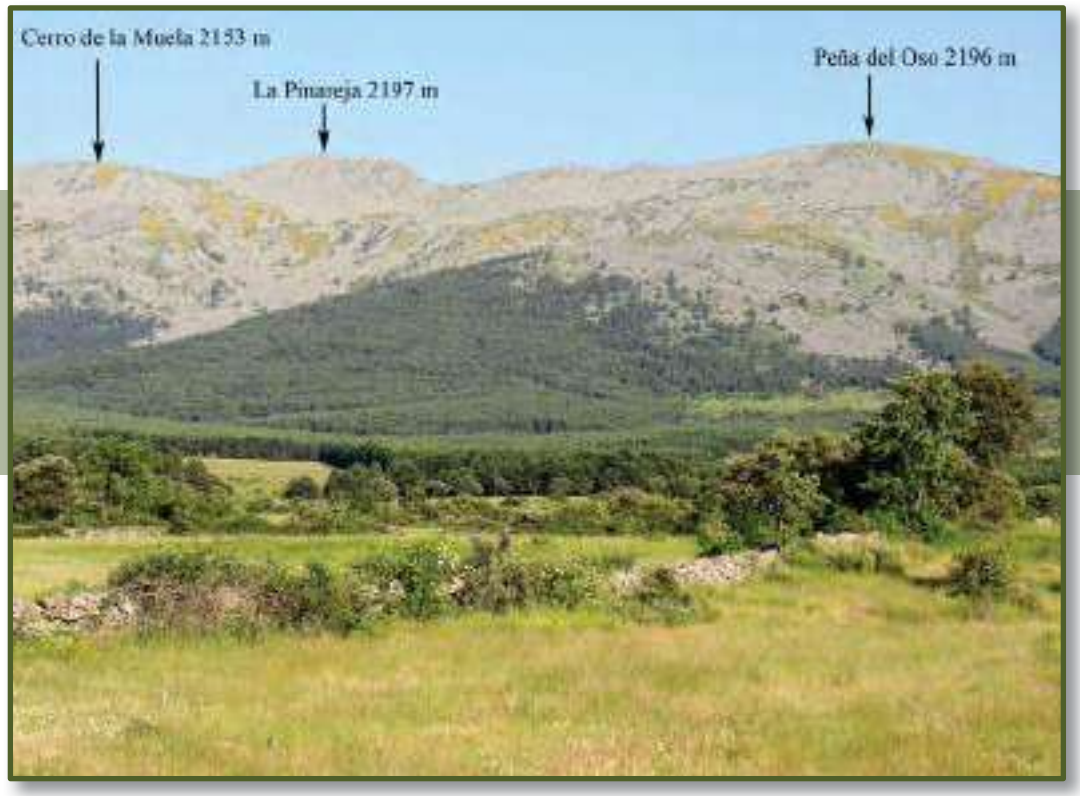


Figura 11. Sierra de la Mujer Muerta (Segovia). *Cytisus oromediterraneus* (flores amarillas) asciende por encima de la cota de 2150 m, límite teórico inferior del piso crioromediterráneo, salvo donde aflora la roca desnuda (fuente elaboración propia).

Fuente: Mario Sanz-Elorza.

Del análisis de las series de temperaturas por años resulta el cálculo de las rectas de regresión de las temperaturas mínimas absolutas anuales, de la media de temperaturas mínimas absolutas anuales y de las medias de las temperaturas mínimas anuales (Figura 11).

En cuanto al número de días de nieve, la tendencia es a aumentar ligeramente, según el número de años considerados, si bien el incremento de las temperaturas mínimas trae como consecuencia un periodo de innivación del suelo más corto.

En el periodo de tiempo estudiado (1957-1991), el análisis de las imágenes de terreno y la cuantificación del número de arbustos con respecto a la altura demuestran una sensible expansión de la vegetación oromediterránea hacia el piso crioromediterráneo en el Macizo de Peñalara. Entre las causas que han propiciado el fenómeno cabe descartar en primer lugar las debidas a la disminución del pastoreo, pues desde principios del siglo XX dejaron de pastar en estas montañas los rebaños de ovejas y cabras que tradicionalmente subían a las cumbres del Sistema Central para aprovechar los pastos supraforestales de verano, siguiendo un sistema trashumante típico mediterráneo, que obligaba a largos desplazamientos del ganado durante el estío buscando el frescor de los pastos de la alta montaña (Vías, 2001). Desde entonces, tan sólo son aprovechados los pastos del Macizo de Peñalara por vacas de raza avileña, utilizando cargas ganaderas bajas, que consumen en verano los pastos de *Nardus stricta* (Montserrat & Fillat, 1990) desarrollados sobre las cubetas hidromorfas, bastante frecuentes en la vertiente suroriental. Además, tanto *Cytisus oromediterraneus* como *Juniperus communis* subsp. *alpina* resultan muy poco palatables, siendo rechazadas por el ganado. Por lo tanto, en el periodo de tiempo considerado, la intensidad del pastoreo y en consecuencia la presión ejercida por el ganado sobre la vegetación ha sido la misma.

Paralelamente a los cambios tangibles en la vegetación de alta montaña del Macizo de Peñalara, se ha producido un incremento de las temperaturas mínimas, que en las áreas montañosas frías constituyen el principal factor climático limitante para la vida de las plantas. El incremento de las temperaturas mínimas reduce la importancia de los daños por frío, amplia el periodo libre de heladas y, en consecuencia, aumenta el tiempo en que es posible la actividad vegetativa. Ello favorece la colonización ascendente de especies propias de cotas más bajas, menos psicrófilas y menos quionófilas, que en el caso del piso crioromediterráneo del macizo de Peñalara son *Cytisus oromediterraneus* y *Juniperus communis* subsp. *alpina*. Por otra parte, la expansión de la vegetación leñosa y arbustiva contribuye, a su vez, a su propia consolidación, al aumentar la temperatura como consecuencia de la mayor capacidad de absorción de la radiación solar con respecto a la cubierta vegetal herbácea, o lo que es lo mismo, al hecho de que el albedo de un matorral o de un bosque es generalmente inferior al de un pastizal, sobre todo cuando el suelo está cubierto de nieve (Betts, 2000).

Estos cambios producidos en la vegetación del Sistema Central español sugieren la necesidad de replantearse los límites altitudinales anteriormente establecidos para los pisos bioclimáticos, al menos en la región mediterránea (Figura 12). El piso

crioromediterráneo ya a mediados del siglo XX ocupaba un área reducida en el Sistema Central español, dada la relativamente baja altitud de estas montañas y su posición geográfica meridional. Esta circunstancia lo hace mucho más frágil y vulnerable a cualquier alteración ambiental, en particular a los efectos del aumento de la temperatura sobre la vegetación. En general, lo observado en estas montañas del centro de la península ibérica evidencia la gran susceptibilidad a sufrir los estragos del cambio climático que tienen los ecosistemas de pequeña extensión, relícticos o finícolas (extinciones, cambios en la composición florística, etc.). Cabe, por tanto, predecir severas reducciones de biodiversidad en el futuro si las temperaturas siguen progresando en su tendencia al alza. La desaparición del piso crioromediterráneo en las montañas del centro de la península ibérica supone, de momento, una homogeneización simplificadora de los paisajes vegetales de montaña, más que una pérdida de diversidad y riqueza florística, ya que la mayoría de las especies de este piso se encuentran presentes también en los inferiores. Posiblemente, en cordilleras más elevadas, aunque los efectos del cambio climático sobre la vegetación también son palpables, las consecuencias sobre el paisaje no resulten tan drásticas al no afectar al piso superior de vegetación en su totalidad. Resultarán, por tanto, más afectadas aquellas áreas de montaña de altitud más modesta y menor extensión que, sin embargo, dentro del ámbito biogeográfico mediterráneo suelen albergar biocenosis de gran valor por su carácter relíctico o finícola y su alto índice de endemicidad.

Recomendaciones para la adaptación

Para evitar la expansión de especies termófilas, deben reformularse los criterios y principios aplicados en la jardinería actual, adoptándose un nuevo paradigma, en el que se prioricen las especies autóctonas propias de cada zona, y se restrinja el uso de especies alóctonas con potencial invasor demostrado. Queda absolutamente desaconsejada la introducción de nuevas especies ornamentales exóticas cuyo comportamiento invasor se desconoce, en un mundo cuyas condiciones ambientales son tan cambiantes. Debe prohibirse el vertido al medio ambiente de residuos de jardinería que contengan material vegetal susceptible de convertirse en diáspora de especies potencialmente invasoras. Para aminorar o retrasar los cambios en la distribución altitudinal de las especies deben aplicarse a las zonas de alta montaña, sobre todo mediterráneas, las medidas de conservación más estrictas, con el objeto de que otras circunstancias o actividades causantes de impactos, como la excesiva presión antropozoógena, no refuercen los efectos del calentamiento global.

Referencias bibliográficas

Acok B (1992) Effectts of carbon dioxide o photosynthesis, plant growth and other processes. En: BA Kimball, N Rosemberg & L. Hartwell, editors. *Impact of carbon dioxide, trace gases and climate changes on global agriculture*. CSSA, SSA. Madison, pp. 249-280

Balada R, Folch R (1977) Catàleg floristic del delta de l'Ebre. *Treballs de la Institució Catalana de Historia Natural* 8:69-101

Betts RA (2000) Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408:187-190

Bolòs O, Vigo J (1995) *Flora dels Països Catalans*. Vol. 3. Ed. Barcino, Barcelona

Buddmeier RW & Gatuso JP (2000) Degradación de los arrecifes coralinos. *Mundo Científico* 217:44-48

Casado S (2000) *Los primeros pasos de la Ecología en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Coutinho J (1913) *A Flora de Portugal*. París, Lisboa, Río de Janeiro

Delila C, Clot B (2001) Phytophenological trends in different seasons, regions and altitudes in Switzerland. En: Walther GR, Burga CA, Edwards PJ, editores. *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. pp. 113-121

Epstein PR (2000) Salud y calentamiento global de la atmósfera y océano. *Investigación y ciencia* 289:16-24

Erschbamer B (2001) Responses of some Austrian glacier foreland plants to experimentally changed microclimatic conditions. En: Walther GR, Burga CA, Edwards PJ, editores. *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. pp. 263-279

Fernández-González F (1988) *Estudio florístico y fitosociológico del valle del Paular (Madrid)*. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid

Ferrero JJ (1997) El elanio azul, la rapaz que llegó de África. *Biológica (Madrid)* 15:36-42

Font-Tullot I (1983) *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid

Gallego MJ (1987) *Sonchus* L En: Valdés B, Talavera, S & Fernández-Galiano E, editores. *Flora Vascular de Andalucía Occidental* 3. Ketres, Barcelona. pp. 85-88

Gómez Campo C (1996) *Libro rojo de especies vegetales amenazadas de las islas Canarias*. Gobierno de Canarias, Tenerife

Gómez-Manzaneque A (1997) Cigüeña blanca, cada vez más cerca del hombre. *Biológica (Madrid)* 8:28-39

Hernández Pacheco E (1931) *Guías de los Sitios Naturales de Interés Nacional I: La Sierra de Guadarrama*. Junta de Parques Nacionales y Patronato Nacional de Turismo, Madrid

Herrera M & Campos JA (2010) *Flora alóctona invasora en Bizkaia*. Instituto para la sostenibilidad en Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia

Hilbert DW, Ostendorf B & Hopkins MS (2001) Sensitivity of tropical forests to climate change in the humid tropics of north Queensland. *Austral Ecology* 26:590-603

Huguet del Villar E (1927) Una ojeada a la cliserie de la Sierra de Guadarrama. *Ibérica* 693:1-8

Inouye DW (2000) The ecological and evolutionary significance of frost in the context of climate change. *Ecology letters* 3:457-463

Lines A (1998) Síntesis acerca del efecto invernadero y sus efectos. En: Instituto de Ingeniería de España, editor. *Energía y cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 5-42

Lloris D (1986) Ictiofauna demersal y aspectos biogeográficos de la costa sudoccidental de África. *Monograf. Biol. Mar.* 1:9-432

Lloris D (1999) Cambio climático ¿actividad humana o natural? *Mundo científico* 197:61-65.

Malagarriga HT (1976) Catálogo de las plantas superiores de l'Alt Empordà. *Acta Phytotaxonomica Barcinonensia* 18:26-65

Menzel A, Estrela N (2001) Plant phenological changes. En: Walther GR, Burga CA, Edwards PJ, editores. *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. pp.123-137

Molgaard P, Christensen K (1997) Response to experimental warming in a population of Papaver radicatum in Greenland. *Global Change Biol*ogy 3:116-124

Monterrat P, Fillat F (1990) The systems of grassland management in Spain. En: Breymeyer AI, editor. *Managed grassland: regional studies*. Elsevier, Amsterdam. pp. 37-70

Muñoz J, Sanz-Herráiz C (1995) *Guía física de España 5: Las montañas*. Alianza Editorial, Madrid

Pauli H, Gottfried M, Grabherr G (2001) High summits of the Alps in a changing climate. The oldest observation series on high mountain plant diversity in Europe. En: Walther GR, Burga CA, Edwards PJ, editores. *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. pp. 139-149

Peñuelas J, Filella I (2001) Phenology: responses to a warming world. *Science* 294:793-795

Pérez Badía R, Gavilán R, Fernández-González F (1998) *Astragalus sempervirens* subsp. *muticus* (Pau) Laínz y otras novedades florísticas para la Sierra de Guadarrama descubiertas en los mármoles del Macizo de Peñalara. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 56:397-398

Rivas-Martínez S (1963) Estudio de la vegetación y flora de las Sierras de Guadarrama y Gredos. *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 21:5-325

Rivas-Martínez S, Loidi J (1999) Bioclimatology of the Iberian Peninsula. *Itinera geobotanica* 13:41-47

Rivas-Martínez S, Fernández-González F, Sánchez-Mata D (1987) El Sistema Central: de la Sierra de Ayllón a Serra da Estrela. En: Rivas-Martínez S, Peinado M, editores. *La vegetación de España*. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid. pp. 419-451

Rivas-Martínez S, Fernández-González F, Sánchez-Mata D, Pizarro JM (1990) Vegetación de la Sierra de Guadarrama. *Itinera geobotanica* 4:3-132

Rivas-Martínez S, Cantó P, Fernández-González F, Molina JA, Pizarro JM, Puente E (1999) Synopsis of the Sierra de Guadarrama vegetation. *Itinera geobotanica* 13:189-260

Samo AJ (1994) *Catálogo florístico de la provincia de Castellón.* Servei de Publicacions. Diputació de Castelló

Sanz-Elorza M, Dana ED, González A, Sobrino E (2003) Changes in the high-mountain vegetation of the Central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92:273-280

Sobrino E, González Moreno A, Sanz-Elorza M, Dana ED, Sánchez Mata D, Gavilán R (2001) The expansion of thermophilic plants in the Inerian Peninsula as a sign of climatic change. En: Walther GR, Burga CA, Edwards PJ, editores. *Fingerprints of climate change*. Kluwe Academic/Plenum Publishers. New York. pp. 163-184

Strasburger E, Nol F, Schenk H, Shimper AFW, von Denffer D, Bresinky A, Ehrendorfer F, Ziegler JB (1986) *Tratado de Botánica*. Ed. Marín. Barcelona

Stübing G, Peris JB (1998) *Plantas silvestres de la Comunidad Valenciana*. Jaguar, Madrid

Vetaas OR (2000) Comparing species temperature response curves: population density versus second-hand data. *Journal of Vegetation Science* 11:659-666

Vías J (2001) *Memorias del Guadarrama. Historia del descubrimiento de unas montañas*. La Librería, Madrid

Wayne PM, Reekie EG, Bazzaz FA (1998) Elevated CO_2 ameliorates birch response to high temperature and frost stress: implications for modeling climate-induced geographic range shifts. *Oecologia* 114:335-342

Williams W, Cifuentes S, Delaguila V, Pérez R (1992). Rejuvenation of a peach orchard in the highlands of Guatemala through integrated management. *Journal of Tropical Agriculture* 69:341-346

Wolfe DW, Gifford RM, Hilbert DW, Luo Y (1998) Integration of photosinthetic acclimation to CO_2 at the whole-plant level. *Global Change Biology* 4:879-893

G. Moreno*, J.L. Manjón, J. Álvarez-Jiménez

Dpto. Ciencias de la Vida (Botánica), Edificio de Ciencias, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, 28805, Madrid
**Correo electrónico: gabriel.moreno@uah.es*

6 Los hongos y el cambio climático

Resultados clave

- Los hongos son organismos muy afectados por el estrés hídrico y por el cambio climático, las modificaciones influyen principalmente en su fenología, productividad total de cuerpos fructíferos y cambio en la composición de la comunidad fúngica.
- Los hongos son sensibles a la alteración de su hábitat por destrucción del medio natural, lo que puede acarrear su desaparición, por ejemplo a través de la modificación de la vegetación dominante.
- Los hongos son testigos del clima y de su variación, muchos han conseguido refugiarse en zonas meridionales con las glaciaciones, adaptándose morfológicamente (secotioides y gastroides) a los cambios climáticos.

Introducción

Como organismos descomponedores o micorrícicos, las comunidades fúngicas resultan esenciales en los ciclos de la materia y en el suministro de nutrientes y agua para las plantas, y a través de ellas al resto de la comunidad biótica. Es importante entender las respuestas de estos niveles tróficos básicos al cambio climático para entender la evolución futura de los ecosistemas. Adicionalmente, los hongos son también patógenos vegetales susceptibles de modificación por cambio climático (incidencia de infección, relación con hospedadores) y, en algunos casos, son alimento obligatorio para determinados animales.

Los hongos micorrícicos forman parte de un grupo de organismos subterráneos que permiten a las plantas tener acceso a nutrientes limitantes (Smith & Read, 1997) y, por ello, tienen una gran influencia en los ecosistemas. Estos hongos se relacionan con el sistema radicular de las plantas simbiontes generando unas interacciones positivas y negativas entre ambas partes de la asociación que pueden verse afectadas por cambios ambientales (Wardle et al., 2004). El incremento de nitrógeno, los cambios de uso del suelo o las invasiones biológicas, alteran la composición de la comunidad fúngica (Mummey & Rillig 2006; Opik et al., 2006). Las plantas micorrícicas arbusculares y ectomicorrícicas son afectadas por la deposición del nitrógeno, aunque ello depende de los niveles de fósforo (Egerton-Warburton et al. 2007). En contrapartida, los efectos del incremento de CO_2 resultan opuestos, es decir, favorecen la colonización de hongos ectomicorrícicos (Lukac et al. 2003) y endomicorrícicos (Hu et al. 2005); al igual que sucede con el incremento de temperatura, que a veces se traduce en un aumento del nivel de micorrización (Staddon et al. 2004). De esta manera, las comunidades de hongos ectomicorrícicos responden a las perturbaciones ambientales adaptándose a la disponibilidad de recursos, en términos de composición de especies y de su actividad enzimática (Rineau & Courty 2011). Tylianakis et al. (2008) señalan que los efectos del clima en la simbiosis micorrícica son muy variables. Indican que los efectos directos del CO_2 o de la cantidad de nitrógeno, resultan difíciles de separar de efectos indirectos que pueden influir en el crecimiento de las plantas.

En definitiva, los hongos del suelo juegan un papel fundamental en los procesos biogeoquímicos, afectando a la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas, especialmente a través de la relación micorrícica, lo cuál a su vez influye en la productividad del ecosistema (Chapin et al. 2002).

Muchas de estas circunstancias que alteran la micorrizosfera pueden originar debilitamiento del huésped y favorecer la presencia de patógenos (Bever et al. 1997) o incluso provocar la muerte de plantas como sucede con la “seca” de las quercíneas (Corcobado et al.,

2014). Por tanto, las alteraciones en las interacciones bióticas que se generan en la rizosfera pueden originar diferencias cualitativas en la comunidad de plantas y sustituciones de especies a largo plazo (De Deyn et al., 2003 y Packer et al., 2000), así como cambios en la microfauna y en la estructura física y química del suelo como sucede en las plantaciones de *Tuber melanosporum* con buena producción de trufa negra, incluidas las sustituciones a corto plazo (De Deyn et al., 2003; Putten et al., 1993).

De igual manera, los hongos saprótrofos, que degradan moléculas complejas (por ejemplo lignina y celulosa), y contribuyen a la biodisponibilidad de nutrientes, pueden quedar también afectados e influir en la productividad de las plantas (Moore et al., 2003).

Resultados y discusión:

Las interacciones planta-hongo en el contexto de cambio climático son complejas y distan mucho de estar bien dilucidadas. Desde el punto de vista de la comunidad fúngica, es decir, desde los efectos del cambio climático en la micobiota, éstos pueden ser considerados a tres niveles:

Nivel 1)

Cambios en la composición y función de la micobiota antes de que se produzcan modificaciones en la distribución o composición en la vegetación. Se trataría de cambios a corto plazo que, en algunos casos, ya estarían teniendo lugar. Las alteraciones más frecuentemente observadas son (Boddy et al. 2014): cambios en la fenología, que es la alteración más documentada, generalmente con retrasos en la fructificación otoñal de setas, adelanto de la primaveral o mayor duración de la estación de fructificación (Kauserud et al. 2008, 2010, 2012; Diez et al. 2013; Gange et al. 2007; Sato et al. 2012; Yang et al. 2012); disminución en la productividad total de cuerpos fructíferos (Ogaya & Peñuelas 2005) (a veces aumento como mecanismo de escape al estrés: Yang et al. 2012); cambio en la composición de la comunidad fúngica (Boddy et al. 2014); cambio en la relación con las especies hospedadoras (en parásitos sobre todo: Gange et al. 2011).

Los cambios fenológicos están condicionadas sobre todo por la suavización térmica de las condiciones invernales producida por el cambio climático (Boddy et al. 2014). Algunos cambios fenológicos y las disminuciones de productividad están relacionados con la modificación del régimen de precipitaciones. En el caso de la Cuenca Mediterránea son determinantes la precipitación estival y la que se produce en periodos previos a la fructificación (Bonet et al. 2010; Ogaya & Peñuelas 2005), así como la disponibilidad hídrica general y la evapotranspiración (Martínez de Aragón et al. 2007; De la Varga et al. 2013).

Los cambios en la composición de la comunidad fúngica son menos conocidos debido a la dificultad para realizar seguimientos de campo a largo plazo y a que la mayoría de estudios se realizan con cuerpos fructíferos, que pueden faltar, siendo más costoso y difícil el estudio de la composición a través del micelio (Boddy et al. 2014).

Nivel 2)

Cambios derivados de la modificación de las comunidades vegetales debido a la dependencia de los hongos de su hospedador, sea a través de una relación micorrícica, saprófita o de parasitismo. En ese sentido, hay que tener en cuenta que algunas formaciones vegetales verán disminuida su extensión mientras que otras podrían aumentar su potencialidad, arrastrando en cada caso, en uno u otro sentido, la comunidad micológica asociada. En el caso de la península ibérica, donde se espera una tendencia hacia climas más cálidos y secos, se puede producir el desplazamiento de los tipos de vegetación más xerófilos y termófilos hacia posiciones latitudinal o altitudinalmente más elevadas (Benito Garzón et al. 2008; Ruiz-Labourdette et al. 2012, 2013), con desplazamiento o sustitución por tipos de vegetación de pisos inferiores o de posición actual más meridional. Así, la vegetación que se vería más perjudicada sería la de tipo eurosiberiano o atlántico, en segundo lugar la de tipo subatlántico (o submediterráneo) y en tercer lugar la vegetación genuinamente mediterránea, que podría incluso ver aumentada su área potencial a costa de las formaciones de carácter más mésico (Benito Garzón et al. 2008; De Dios et al. 2009; García-López et al. 2010; Linares et al. 2009; Linares & Tíscar 2010; Martínez et al. 2012; Ruiz-Labourdette et al. 2012, 2013; Sabaté et al. 2002). La bibliografía citada pronostica disminuciones importantes en la extensión de hayedos (*Fagus sylvatica*), robledales atlánticos (*Quercus robur*), pinares albares (*P. sylvestris*), pinares negros (*P. uncinata*) o abetales (*A. alba*); medianas en quejigares (*Quercus faginea* y, probablemente, *Q. pubescens* y *Q. canariensis*), melojares (*Q. pyrenaica*), pinares laricios (*P. nigra*), sabinares albares (*J. thurifera*) o pinsapares (*A. pinsapo*); y pérdidas menores o, más generalmente, aumento de potencialidad en encinares (*Q. ilex*), coscojares (*Q. coccifera*), pinares resineros (*P. pinaster*) y carrascos (*P. halepensis*), etc. Es por tanto esperable, desde el punto de vista de la relación del hongo con la planta y especialmente en especies micorrícicas, que las especies fúngicas propias de formaciones vegetales atlánticas o subatlánticas sufran una disminución acorde a la de la vegetación matriz mientras que los hongos más mediterráneos se vean menos afectados desde el punto de vista de la disponibilidad básica de hábitat, con independencia de los efectos más o menos intensos indicados en el nivel 1 (como se indica más abajo). Casos específicos potencialmente muy afectados por el cambio climático serían los tipos de vegetación asociados a zonas húmedas (turberas, prados húmedos, juncales, etc.) (Brinson & Malvárez 2002; Essl et al. 2012) o la vegetación de alta montaña (enebrales y sabinares rastreros, pastizales alpinizados, etc.) (Benito et al. 2011; Martínez et al. 2012; Ruiz-Labourdette et al. 2013), en ambos casos con fuertes disminuciones de sus áreas potenciales. En este caso de la alta montaña, se esperan pérdidas de hábitat, a final de este siglo, de más del 80% de la superficie original para un porcentaje importante (30-50%) de las especies vegetales alpinas y subalpinas (Engler et al. 2011), entre las que se incluyen algunas de gran importancia para los mixomicetos nivales como son especies arbustivas rastreras de *Juniperus,* arbustos almohadillados (*Cytisus*, *Genista*, *Echinospartum*) u otras de los pastos de alta montaña. Algunas especies de mixomicetos como *Licea alpina* y *Dianema leptotrichum* han sido descritas recientemente sobre *Cytisus balansae* var. *europaeus (*Moreno et al. 2010; 2011).

Los hongos son muy sensibles a la alteración de su hábitat y esta es la amenaza más frecuente por la destrucción del medio natural donde viven, lo que puede acarrear incluso su desaparición. Si algún ecosistema está particularmente amenazado, en grave regresión,

fraccionado o muy limitado, supone que sobre todo los hongos simbióticos o micorrizógenos asociados también están en serio peligro. La pérdida de hongos por la modificación de las comunidades vegetales afectaría a todo el cortejo micológico selectivo de cada tipo de vegetación y estaría más afectado cuanto más especializada fuera su dependencia, por lo que es esperable un cambio en la composición de especies, y se podrían perder los hongos que denominamos como hongos micorrícicos micopioneros selectivos, hongos micotransicionales selectivos y hongos micoclimax selectivos y algunos hongos saprótrofos selectivos que están desfavorecidos ante estos cambios. Los hongos parásitos que se desarrollaran son más amplios y aumentarán su presencia. En el caso de bosques favorecidos por el cambio climático aumentan los hongos saprótrofos y micorrícicos. Indicamos a continuación algunos hongos sensibles a la alteración de su hábitat de diversos tipos de bosque ibérico:

Hayedos:

Hongos saprótrofos sensibles a la alteración de su hábitat: *Marasmius alliaceus*, *Mycena crocata* y *Oudemansiella mucida*.

Hongos micorrícicos sensibles a la alteración de su hábitat: *Cortinarius cinnabarinus*, *C. humicola*, *Hygrophorus eburneus*, *Lactarius blennius*, *Russula nobilis* y *Tricholoma scioides*.

Hongos parásitos en expansión: *Armillaria* spp.

Abetales:

Hongos saprótrofos sensibles a la alteración de su hábitat: *Dendrocorticium pinsapineum*, *Guepinia helvelloides*, *Neolentinus adhaerens, Panellus violaceofulvus* y *Xerula melanotricha*.

Hongos micorrícicos sensibles a la alteración de su hábitat: *Hygrophorus pudorinus*.

Hongos parásitos en expansión: *Armillaria* spp.

Sabinares:

Esta vegetación carece de hongos ectomicorrícicos.

Hongos saprótrofos sensibles a la alteración de su hábitat: *Lenzitopsis oxycedri*, *Marasmiellus phaeomarasmioides*, *Peniophora junipericola*, *Trametes junipericola* y *Xeromphalina junipericola*.

Turberas:

Esta vegetación carece de hongos ectomicorrícicos.

Hongos saprótrofos sensibles a la alteración de su hábitat: *Arrhenia sphagnicola*, *Galerina paludosa*, *G. sphagnorum*, *G. tibiicystis*, *Hypholoma elongatum*, *H. myosotis*, *Entoloma sphagneti*, *Hygrocybe coccineocrenata* y *Pseudoclitocybe sphagneti*.

Hongos micorrícicos asociados a los árboles próximos a la turbera: *Cortinarius bataillei*, *C. huronensis*, *C. sphagnogenus* y *Lactarius sphagneti*.

Sin embargo otros hongos aumentarán:

Pinares mediterráneos (su cortejo micológico aumentará considerablemente, no siendo vulnerables):

Hongos saprótrofos que aumentarán considerablemente: *Baeospora myosura, Cystoderma carcharias*, *Galerina badipes*, *Mycena aurantiomarginata*, *M. capillaripes*, *M. rosella*, *M. seynesii*, *Paxillus atrotomentosus*, *Pholiota flammans*, *Pluteus atromarginatus*, *Strobilurus stephanocystis* y *Xeromphalina cauticinalis*.

Hongos micorrícicos que aumentarán considerablemente: *Boletus edulis*, *Lactarius aurantiacus*, *L. deliciosus*, *Russula sanguinaria*, *R. torulosa*, *R. xerampelina*, *Suillus luteus*, *S. bovinus*, *S. mediterraneensis*, *Tricholoma equestre*, *T. focale*, *T. imbricatum* y *T. portentosum*.

Hongos parásitos en expansión: *Armillaria ostoyae* y *Heterobasidion annosum.*

Bosques de Quercus (su cortejo micológico aumentará considerablemente, no siendo vulnerables):

Hongos saprótrofos que aumentarán considerablemente: *Clitocybe gibba*, *C. geotropa* var. *maxima*, *Coprinus alopecius*, *Dichomitus campestris*, *Marasmius quercophilus*, *Mycena meliigena* y *Peniophora quercina*.

Hongos micorrícicos que aumentarán considerablemente: *Amanita ovoidea*, *A. phalloides*, *A. ponderosa*, *A. verna*, *Boletus aereus*, *B. aestivalis*, *B. permagnificus* (hongo de interés especial), *Hygrophorus cossus*, *H. russula*, *Inocybe rimosa*, *Lactarius chrysorrheus*, *L. quietus*, *L. mediterraneensis* (hongo de interés especial), *L. zugazae* (hongo de interés especial), *Leccinum lepidum, Scleroderma polyrhizum* y *Tuber melanosporum*.

Hongos parásitos en expansión: *Biscogniauxia mediterranea*.

Nivel 3)

A largo plazo, es posible pronosticar la pérdida de algunos hábitat interesantes para los hongos como consecuencia de procesos de mayor envergadura planetaria, como es la subida del nivel del mar. En ese sentido, muchas zonas dunares podrían desaparecer bajo los escenarios más intensos de calentamiento para lo que queda de siglo. Según las previsiones actuales (IPCC 2007), con crecimientos de hasta 60 cm del nivel del mar durante el siglo XXI, se verían afectados por este fenómeno importantes y emblemáticos ecosistemas de las costas del Sur y Este de la Península, como las marismas del Guadalquivir, la Albufera de Valencia, el Mar Menor o el Delta del Ebro; con subidas mayores se pondrían en riesgo numerosos enclaves, como: Cabo de Gata, Punta Sabinar, Punta Entinas, dunas de Tarifa, Barbate, marismas de Odiel, zona de Ampurias, marismas de Santoña, Liencres-Suances, San Vicente Barquera, etc. Sin embargo aparecerán nuevas playas que podrían compensar parcialmente este efecto. Algunas especies fúngicas que se verían afectadas serían: *Agaricus devoniensis*, *Conocybe dunensis*, *Gyrophragmium dunalii*, *Hygrocybe conicoides*, *Inocybe*

arenicola, *I. heimii*, *Lepiota brunneolilacea*, *Marasmiellus mesosporus*, *Morchella dunensis*, *Omphalina galericolor*, *Peziza ammophila*, *Psathyrella ammophila* y *Rhodocybe malenconii*. Hay que resaltar que la totalidad de estas especies ya están actualmente amenazadas por la pérdida de ecosistemas costeros (urbanización, etc.)

Adaptaciones de los hongos a condiciones de estrés hídrico

Los hongos han sido testigos del clima y de su variación a lo largo de miles de años. Muchas especies han conseguido refugiarse en zonas meridionales con las glaciaciones, adaptándose morfológicamente a los diferentes cambios climáticos que ha sufrido nuestro planeta. Ascomicetos y basidiomicetos presentan adaptaciones morfológicas visibles que ha permitido colonizar ecosistemas esteparios e incluso desérticos. Y que pueden representar un modelo para detectar el cambio climático, que se podría traducir en el incremento del área de distribución de ciertos hongos con menores requerimientos hídricos y soportar temperaturas más elevadas. Su estudio nos puede aportar datos fisiológicos para comprender este cambio.

Las principales adaptaciones de los ascomicetos y basidiomicetos para colonizar ecosistemas esteparios y desérticos son las siguientes:

1.- Paso de esporas sexuales que se proyectan de los cuerpos fructíferos, y que son muy dependientes de la humedad del medio para su dispersión y germinación, denominadas balitósporas, a esporas que no se proyectan de los cuerpos fructíferos, con menor dependencia de la humedad del medio para su dispersión y germinación, son las estatimósporas. Las primeras están sobre todo presentes en los hongos o setas de nuestros bosques y las segundas son típicas de los hongos de las áreas esteparias, desérticas y mediterráneas. En este segundo grupo de hongos podemos indicar los trabajos que hemos llevado a cabo en estos últimos años (Alvarado et al., 2011, 2012 y Moreno et al., 2012).

Figura 1

Figura 1. Selección para la reducción de pérdida de agua (paso de hongos agaricoides a hongos secotioides y hongos tuberoides o gastroides).

Fuente: Elaborado a partir de Moreno et al. (2013).

2.- La presencia de formas derivadas de los cuerpos fructíferos agaricoides a formas secotioides y gasteroides o gastroides, nos indican la adaptación de estos hongos al cambio climático que a lo largo de millones de años ha sufrido nuestro planeta (Moreno et al., 2013). Las formas secotioides y gasteroides deben gestionarse como especies de interés especial por su valor científico, ecológico y por su singularidad. (Fig. 1)

3.- La adaptación de los ascomicetos, con cuerpos fructíferos epigeos, cupuliformes o discoides, y con ascos uniseriados con 8-esporas, a una selección para la reducción de la pérdida de agua, produce una trufa cerrada que cuenta con cámaras de himenio formadas por ascos que son más cortos, menos cilíndricos y más claviformes a esféricos. La capacidad de proyectar las esporas se pierde y la selección de otros medios de dispersión de esporas se intensifica, llevando a la dispersión de esporas a través de la micofagia animal. El resultado final es una especie de trufa que fructifica bajo tierra y tiene una gleba sólida rellena con ascos esféricos llenos de números irregulares de esporas (Bonito et al., 2013). (Fig. 2)

Recomendaciones para la gestión

Ante los cambios en la micobiota por el cambio climático se recomiendan las siguientes actuaciones en los ecosistemas donde se desarrollan:

1.- Conservar de forma especial los tipos de hábitat para los hongos más vulnerables al cambio climático, como son: los bosques atlánticos y la vegetación de alta montaña sujeta a periodos obligatorios de innivación.

Figura 2

Figura 2. Ejemplo de una forma secotioide mediterránea a proteger: *Chlorophyllum agaricoides* (Czern.) Vellinga.
Fuente: Gabriel Moreno.

2.- Los hongos psammófilos de dunas costeras son especialmente vulnerables debido a la desaparición actual de estas áreas por la influencia antrópica y la futura subida de los niveles del mar. Algunos países están incluyéndolos en sus listados de especies protegidas a nivel de interés especial. No obstante el cambio climático creará nuevos espacios costeros.

3.- Los hongos de carácter más mediterráneo se prevé que sean menos afectados al aumentar sus áreas potenciales. Incluso se beneficiarían los actualmente vulnerables, siempre y cuando otros efectos antrópicos no limiten el desplazamiento de ecosistemas.

Figura 3

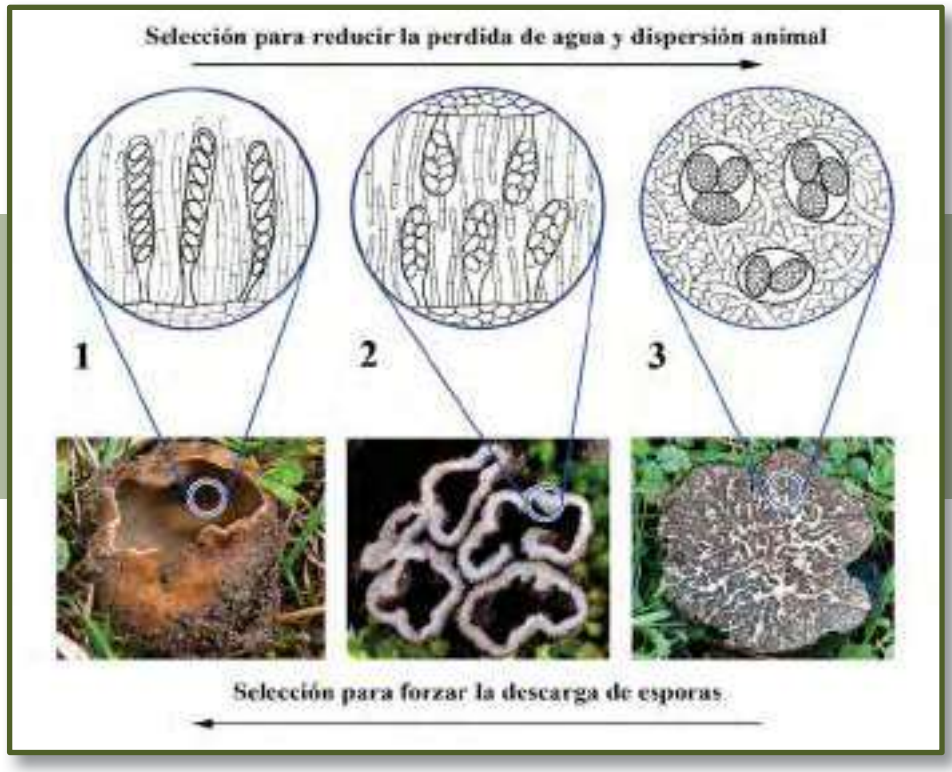


Figura 3. Adaptación de los ascomicetos hasta obtener una forma tuberoide.
Fuente: Elaborado a partir de Bonito et al. (2013).

Referencias bibliográficas

Alvarado P, Moreno G, Manjón JL (2012) Comparison between *Tuber gennadii* and *T. oligospermum* lineages reveals the existence of the new species *T. cistophilum* (*Tuberaceae*, *Pezizales*). *Mycologia* 104:894-910

Alvarado P, Moreno G, Manjón JL, Sánz MA (2011) *Eremiomyces magnisporus* (*Pezizales*), a new species from central Spain. *Mycotaxon* 118:103-111

Barroetaveña C, La Manna L, Alonso M V (2008) Variables affecting *Suillus luteus* fructification in ponderosa pine plantations of Patagonia (Argentina). *Forest Ecology and Management* 256:1868-1874

Benito Garzón M, Sánchez de Dios R, Sainz Ollero H (2008) Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science* 11:169-178

Benito B, Lorite J, Peñas J (2011) Simulating potential effects of climatic warming on altitudinal patterns of key species in Mediterranean-alpine ecosystems. *Climatic change* 108:471-483

Bever JD, Westover KM, Antonovics J (1997) Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics: The utility of the feedback approach. *Journal of Ecology* 85:561-573

Boddy L, Büntgen U, Egli S, Gange A C, Heegaard E, Kirk PM, Mohammad A, Kauserud H (2014) Climate variation effects on fungal fruiting. *Fungal Ecology* 10:20-33

Bonet JA, Palahí M, Colinas C, Pukkala T, Fischer CR, Miina J, Martínez de Aragón J (2010) Modelling the production and species richness of wild mushrooms in pine forests of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Canadian Journal of Forest Research* 40:347-356

Bonito G, Smith ME, Nowak M, Healy RA, Guevara G, Cázares E, Kinoshita A, Nouhra ER, Domínguez LS, Tedersoo L, et al. (2013) Historical Biogeography and Diversification of Truffles in the *Tuberaceae* and Their Newly Identified Southern Hemisphere Sister Lineage. *PlosOne* 8:1-15

Brinson M M, Malvárez AI (2002) Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental conservation* 29:115-133

Chapin FS, Matson PA, Mooney HA (2002) Principles of terrestrial ecosistema ecology. Springer, New York

Corcobado T, Vivas M, Moreno G, Solla A (2014) Ectomycorrhizal symbiosis in declining and non-declining *Quercus ilex* trees infected with or free of *Phytophthora cinnamomi*. *Forest Ecology and Management* 324:72-80

De Deyn GB, Raaijmakers CE, Zoomer HR, Berg MP, de Ruiter PC, Verhoef HA, Bezemer TM, van der Putten WH (2003) Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422:711-713

De Dios RS, Benito-Garzón M, Sainz-Ollero H (2009) Present and future extension of the Iberian submediterranean territories as determined from the distribution of marcescent oaks. *Plant Ecology* 204:189-205

De la Varga H, Águeda B, Ágreda T, Martínez-Peña F, Parladé J, Pera J (2013) Seasonal dynamics of Boletus edulis and Lactarius deliciosus extraradical mycelium in pine forests of central Spain. *Mycorrhiza* 23:391-402

Diez JM, James TY, McMunn M, Ibáñez I (2013) Predicting species-specific responses of fungi to climatic variation using historical records. *Global Change Biology* 19:3145-3154

Egerton-Warburton L, Johnson NC, Allen E (2007) Mycorrhizal community dynamics following nitrogen fertilization: a cross-site test in five grasslands. *Ecological Monographs* 77:527-544

Engler R, Randin CF, Thuiller W, Dullinger S, Zimmermann NE, Araújo MB, Pearman PB, Le Lay G, Piedallu C, Albert CH, et al. (2011) 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17:2330-2341

Essl F, Dullinger S, Moser D, Rabitsch W, Kleinbauer I (2012) Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation* 21:655-669

Gange AC, Gange EG, Mohammad AB, Boddy L (2011) Host shifts in fungi caused by climate change? *Fungal Ecology* 4:184-190

Gange AC, Gange EG, Sparks TH, Boddy L (2007) Rapid and recent changes in fungal fruiting patterns. *Science* 316:71-71

García-López JM, Allué C (2010) Effects of climate change on the distribution of Pinus sylvestris L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. *Forest Systems* 19:329-339

Hu SJ, Wu JS, Burkey KO, Firestone MK (2005) Plant and microbial N acquisition under elevated atmospheric CO2 in two mesocosm experiments with annual grasses. *Global Change Biology* 11:213–223

IPCC (2007) *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Synthesis report*. Geneva, Switzerland

Kauserud H, Heegaard E, Büntgen U, Halvorsen R, Egli S, Senn-Irlet B, Krisai-Greilhuber I, Dämon W, Sparks T, Nordén J, et al. (2012) Warming-induced shift in European mushroom fruiting phenology. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:14488-14493

Kauserud H, Heegaard E, Semenov MA, Boddy L, Halvorsen R, Stige LC, Sparks TH, Gange AC, Stenseth NC (2010) Climate change and spring-fruiting fungi. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277:1169-1177

Kauserud H, Stige LC, Vik JO, Økland RH, Høiland K, Stenseth NC (2008) Mushroom fruiting and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:3811-3814

Linares JC, Tíscar PA (2010) Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiology* 30:795-806

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009) Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Lukac M, Calfapietra C, Godbold DL (2003) Production, turnover and mycorrhizal colonization of root systems of three *Populus* species grown under elevated CO2 (POPFACE). *Global Change Biology* 9:838-848

Martínez de Aragón J, Bonet J A, Fischer C R, Colinas C (2007) Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecology and Management* 252:239-256

Martínez I, González-Taboada F, Wiegand T, Camarero J J, Gutiérrez E (2012) Dispersal limitation and spatial scale affect model based projections of Pinus uncinata response to climate change in the Pyrenees. *Global Change Biology* 18:1714-1724

Moore JC, K McCann H Setälä and PC de Ruiter (2003) Top-down is bottom-up: Does predation in the rhizosphere regulate aboveground production. *Ecology* 84:846-857

Moreno G, Alvarado P, Manjón JL (2013) Hypogeous Desert Fungi. En: Kagan-Zur V, Sitrit Y, Roth-Bejerano N, Morte A, editores. *Desert Truffles*. Springer Verlag, Berlin

Moreno G, Lizárraga M, Esqueda M, Galán R Alvarado P (2012) New records of little-known species of *Carbomyces* (*Carbomycetaceae*, *Ascomycota*). *Mycotaxon* 120:89-98

Moreno G, Sánchez A, Castillo A (2011) *Dianema leptotrichum sp. nov.* a new nivicolous myxomycete from Spain. *Boletín Sociedad Micológica de Madrid* 35:109-117

Moreno G, Sánchez A, Mitchell DW (2010) A new nivicolous species of *Licea* (*Myxomycetes*) from Spain. *Boletín Sociedad Micológica de Madrid* 34:155-160

Mummey DL Rillig MC (2006) The invasive plant species *Centaurea maculosa* alters arbuscular mycorrhizal fungal communities in the field. *Plant Soil* 288:81-90

Ogaya R, Peñuelas J (2005) Decreased mushroom production in a holm oak forest in response to an experimental drought. *Forestry* 78:279-283

Opik M, Moora M, Liira J Zobel M (2006) Composition of root-colonizing arbuscular mycorrhizal fungal communities in different ecosystems around the globe. *Journal of Ecology* 94:778-790

Putten WH van der, C van Dijk, BAM Peters (1993) Plant-specific soil-borne diseases contribute to succession in foredune vegetation. *Nature* 363:53-56

Rineau F, Courty PE (2011) Secreted enzymatic activities of ectomycorrhizal fungi as a case study of functional diversity and functional redundancy. *Annals of Forest Science* 68:69-80

Ruiz-Benito P, Herrero A, Zavala M A (2013) Vulnerabilidad de los bosques españoles frente al Cambio Climático: evaluación mediante modelos. *Ecosistemas* 22:21-28

Ruiz-Labourdette D, Nogués-Bravo D, Ollero H S, Schmitz M F, Pineda F D (2012) Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography* 39:162-176

Ruiz-Labourdette D, Schmitz M F, Pineda F D (2013) Changes in tree species composition in Mediterranean Mountains under climate change: indicators for conservation planning. *Ecological Indicators* 24:310-323

Sabaté S, Gracia CA, Sánchez A (2002) Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 162:23-37

Sato H, Morimoto S, Hattori T (2012) A thirty-year survey reveals that ecosystem function of fungi predicts phenology of mushroom fruiting. *PlosOne* 7: e49777

Smith SE, Read DJ (1997) Mycorrhizal Symbiosis. AcademicPress, London

Staddon PL, Gregersen R, Jakobsen I (2004) The response of two Glomus mycorrhizal fungi and a fine endophyte to elevated atmospheric CO2, soil warming and drought. *Global Change Biology* 10:1909-1921

Tylianakis JM, Didham RK, Bascompte J, Wardle DA (2008) Global change and species interactions in terrestrialecosystems. *Ecology Letters* 11:1351-1363

Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH (2004) Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304:1629-1633

Yang X, Luedeling E, Chen G, Hyde K D, Yang Y, Zhou D, Xu J, Yang Y (2012) Climate change effects fruiting of the prize matsutake mushroom in China. *Fungal Diversity* 56:189-198

J. Bosch

Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC
Correo electrónico: bosch@mncn.csic.es

7 Implicaciones del cambio climático en la incidencia de los hongos quitridios patógenos de anfibios

Resultados clave

- La quitridiomicosis, una enfermedad emergente específica de anfibios causada por un hongo patógeno, resulta extremadamente dependiente de la temperatura ambiental, siendo las zonas altas de montaña las más sensibles en las áreas templadas.

- En las áreas templadas la quitridiomicosis es capaz de producir mortalidades masivas de muchas especies de anfibios, declives poblacionales significativos e, incluso, extinciones locales de poblaciones.

- En áreas templadas, el incremento reciente de la temperatura en zonas altas de montaña podría estar exacerbando el desarrollo de la enfermedad, potenciando el crecimiento del hongo cuando las condiciones ambientales no permiten una respuesta inmune eficaz en los anfibios.

Contexto

El cambio climático está produciendo efectos evidentes en las relaciones entre muchos patógenos y sus hospedadores (Harvell et al. 2002). Entre otros, el aumento de las temperaturas puede suponer un incremento en las tasas de desarrollo o transmisión de los patógenos, por ejemplo minimizando las restricciones en el ciclo de vida de los patógenos durante el invierno, pero también incrementando la susceptibilidad de los hospedadores hacia los patógenos, por ejemplo, debilitando su sistema inmunológico. Durante las últimas décadas, además de los efectos derivados de cambios ambientales, los movimientos incontrolados de anfibios por parte del ser humano están provocando un desequilibrio devastador en la relación patógeno-hospedador.

La quitridiomicosis es una enfermedad emergente específica de anfibios provocada por al menos dos especies de hongos patógenos del género *Batrachochytrium* (Berger et al. 1998, Martel et al. 2013). Los hongos del género *Batrachochytrium* presentan esporas acuáticas con flagelos que se fijan al sustrato desarrollando un talo con un único zoosporangio que produce nuevas zoosporas. Dichas zoosporas se fijan a las zonas queratinizadas del cuerpo de los anfibios, que en el caso de las larvas de los anuros se limitan al disco oral. En la metamorfosis la queratina se extiende por todo el cuerpo y, con ella, la infección. Además, esta fase del desarrollo conlleva un gran coste metabólico y los individuos aún no han desarrollado los mecanismos de defensa ante patógenos que sí presentan los adultos, por lo que la mayor tasa de mortalidad se produce en estos ejemplares recién metamorfoseados.

En muchas zonas del planeta los anfibios nativos nunca habían estado en contacto con este nuevo patógeno. En otras zonas las cepas autóctonas del hongo, ya en equilibrio con sus hospedadores, están siendo reemplazadas por otras nuevas más virulentas, resultantes de procesos de recombinación genética entre las cepas endémicas y las recién llegadas por movimientos incontrolados de anfibios. La susceptibilidad de las distintas especies de anfibios ante las cepas nuevas o ante las recién llegadas es considerable, siendo la enfermedad capaz de provocar mortalidades masivas y extinciones locales en multitud de especies de anfibios de todo el mundo (p.e. Johnson 2006, McCallum 2007, Skerratt et al. 2007). Actualmente, este hongo patógeno se encuentra en todo el planeta, infectando, al menos, a más de 500 especies de anfibios (Olson et al. 2013). Además, este hongo podría ser el responsable del declive y extinción de gran parte de las cerca de 2.000 especies de anfibios que se encuentran seriamente amenazadas por causas desconocidas. Las zonas tropicales presentan la mayor

concentración de especies de anfibios del mundo y recibieron todo el protagonismo a finales de los años 90 cuando se describió el hongo patógeno. Sin embargo, es fuera de las áreas húmedas y cálidas tropicales donde se han registrado frentes epidémicos claros (Lips et al. 2008). Por otro lado, en las regiones templadas se ha constatado que las condiciones ambientales pueden modular por completo el desarrollo de la enfermedad. Así, mientras que la humedad ambiental resulta fundamental para la supervivencia del patógeno cuyas esporas no sobreviven a la desecación, la temperatura es el factor clave que gobierna su crecimiento (Longcore et al. 1999). Aunque el ciclo del patógeno se produce casi por completo dentro del hospedador, la temperatura ambiental determina completamente el desarrollo de la enfermedad dado que los anfibios no generan calor corporal y, por tanto, su temperatura corporal es próxima a la del ambiente. En laboratorio, se ha demostrado que la tolerancia térmica del patógeno es muy amplia. Mientras que las bajas temperaturas simplemente ralentizan su crecimiento, las altas temperaturas no sólo detienen su crecimiento, sino que incluso producen su muerte (las cepas tropicales presentan un crecimiento óptimo entre 17 y 28ºC y consiguen sobrevivir incluso a 4ºC, mientras que a 28ºC detienen su crecimiento y mueren tras una semana a más de 29ºC; Piotrowski et al. 2004).

De esta forma, una visión simplista de este proceso hizo pensar a la comunidad científica que la quitridiomicosis podría ser una de las pocas enfermedades que no resultasen favorecidas por el cambio climático (p.e. Harvell et al. 2002). Sin embargo, la realidad ha resultado ser más compleja y cada vez tenemos más evidencias que demuestran que el cambio climático no sólo no está deteniendo la quitridiomicosis, sino que en condiciones particulares, como en montañas de áreas templadas, podría estar exacerbando el desarrollo de la enfermedad.

Resultados y Discusión

El primer caso conocido de mortalidades masivas por quitridioimicosis en Europa tuvo lugar en el Macizo de Peñalara, en el corazón del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama entre los años 1997 y 2003 (Bosch et al. 2001). Este episodio provocó la práctica desaparición de la población local de sapo partero común (*Alytes obstetricans*), que tradicionalmente era una de las especies más abundantes y contaba con miles de larvas en multitud de puntos de agua. Posteriormente, el sapo común (*Bufo bufo*) y la salamandra común (*Salamandra salamandra*) experimentaron también episodios de mortalidad masiva, registrando también declives poblacionales muy significativos (Bosch & Martínez-Solano 2006, Bosch et al. datos no publicados). Todas las especies afectadas ocupan charcas permanentes, poseen períodos larvarios prolongados, y, en el caso del sapo partero y la salamandra, presentan además larvas invernantes que pasan el invierno en las masas de agua bajo la cubierta de hielo.

El hongo quitridio en la península ibérica no se circunscribe al Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, sino que se encuentra distribuido por, prácticamente, todo su territorio. En la península ibérica se ha mostrado que la presencia del hongo no se relaciona con las condiciones ambientales, pero éstas sí condicionan la aparición de mortalidades masivas en las poblaciones de anfibios (Walker et al. 2010). Así, los episodios de mortalidad masiva sólo se han registrado en zonas por encima de los 1500 m. Esto es, zonas con bajas temperaturas y, consecuentemente, donde varias especies de anfibios presentan desarrollos larvarios prolongados. Además, la aparición de mortalidades masivas en la península ibérica claramente no se corresponde con un frente epidémico, lo que sugiere que la llegada del patógeno a estas zonas es anterior a lo estimado inicialmente, y podrían ser cambios ambientales (como la subida de la temperatura en zonas altas) los desencadenantes del desarrollo de la enfermedad.

Figura 1.

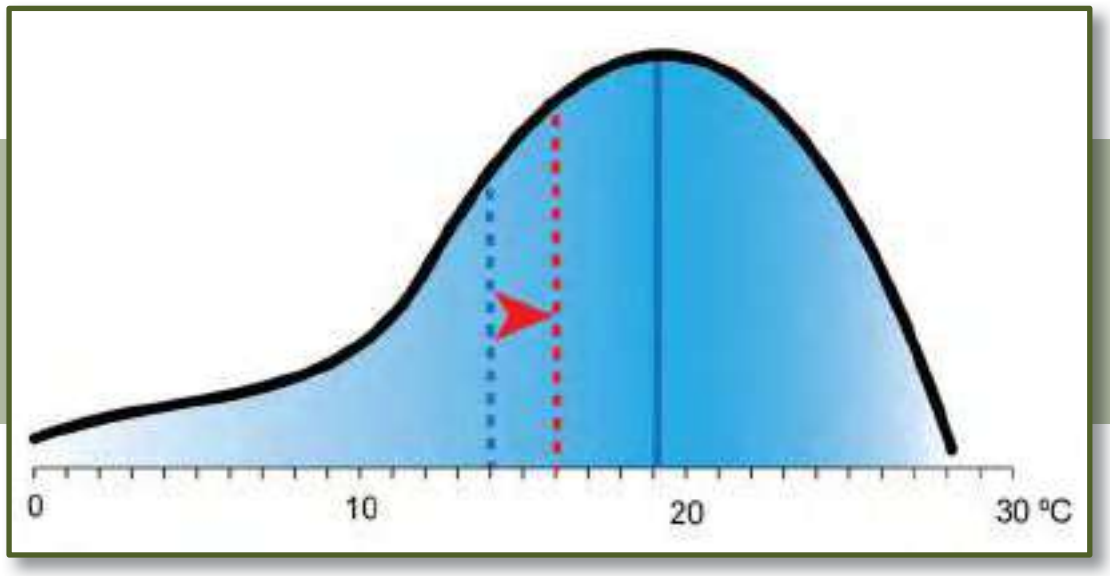


Figura 1. Curva de crecimiento de una cepa del hongo quitridio patógeno de anfibios de las montañas ibéricas en función de la temperatura. El valor óptimo de crecimiento se indica con una línea continua. Las líneas discontinuas indican la temperatura media del agua en Peñalara antes de que comenzasen las mortalidades masivas de anfibios (en azul) y después (en rojo).

Fuente: elaboración propia.

Aunque no conocemos la fecha de introducción del hongo quitridio en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, sí sabemos con total seguridad la fecha de inicio de los episodios de mortalidad masiva acaecidos. Por lo tanto, no resultó complicado analizar si había existido un cambio significativo en las condiciones ambientales en el Parque desde la manifestación inequívoca de la enfermedad (Bosch et al. 2007). Así, el análisis de variables meteorológicas de un período anterior a 1997 y del período 1997-2003 indicó que las condiciones ambientales habían cambiado en la zona de estudio. Las anomalías climáticas producidas en la zona desde 1976 alcanzaron su valor máximo precisamente justo antes de la aparición de los brotes de la enfermedad, en 1997. Además, los cambios recogidos por las estaciones meteorológicas en superficie se correspondían con cambios ambientales en las capas altas de la atmósfera, confirmándose la relación entre los patrones de circulación global y la climatología local. Desde que empezaron las mortalidades masivas en la zona, el número de días calurosos en Guadarrama había aumentado significativamente durante el período del año en el que tiene lugar la metamorfosis de las especies afectadas, que es justo cuando el desarrollo del hongo en los anfibios resulta letal. En concreto, el número de días en los cuales se alcanzó una temperatura coincidente con la temperatura de crecimiento óptimo del hongo en laboratorio (21-27ºC) había aumentado desde el inicio de la mortalidad. Sin embargo, no encontramos diferencias significativas en la proporción de días con temperaturas demasiado bajas para el crecimiento del hongo y, en ningún caso el aumento de la temperatura había alcanzado el umbral que inhibe su crecimiento.

Todo parecía indicar que, aunque es posible que la enfermedad ya estuviese actuando en Peñalara con anterioridad a 1997, el cambio de las condiciones ambientales propició el desencadenamiento de las mortalidades masivas y, consecuentemente, el desplome poblacional (Figura 1). Sin embargo, para reforzar esta hipótesis era necesario contar con otros ejemplos en los que pequeñas diferencias en la temperatura ambiental estuviesen asociados a respuestas poblacionales distintas.

Figura 2

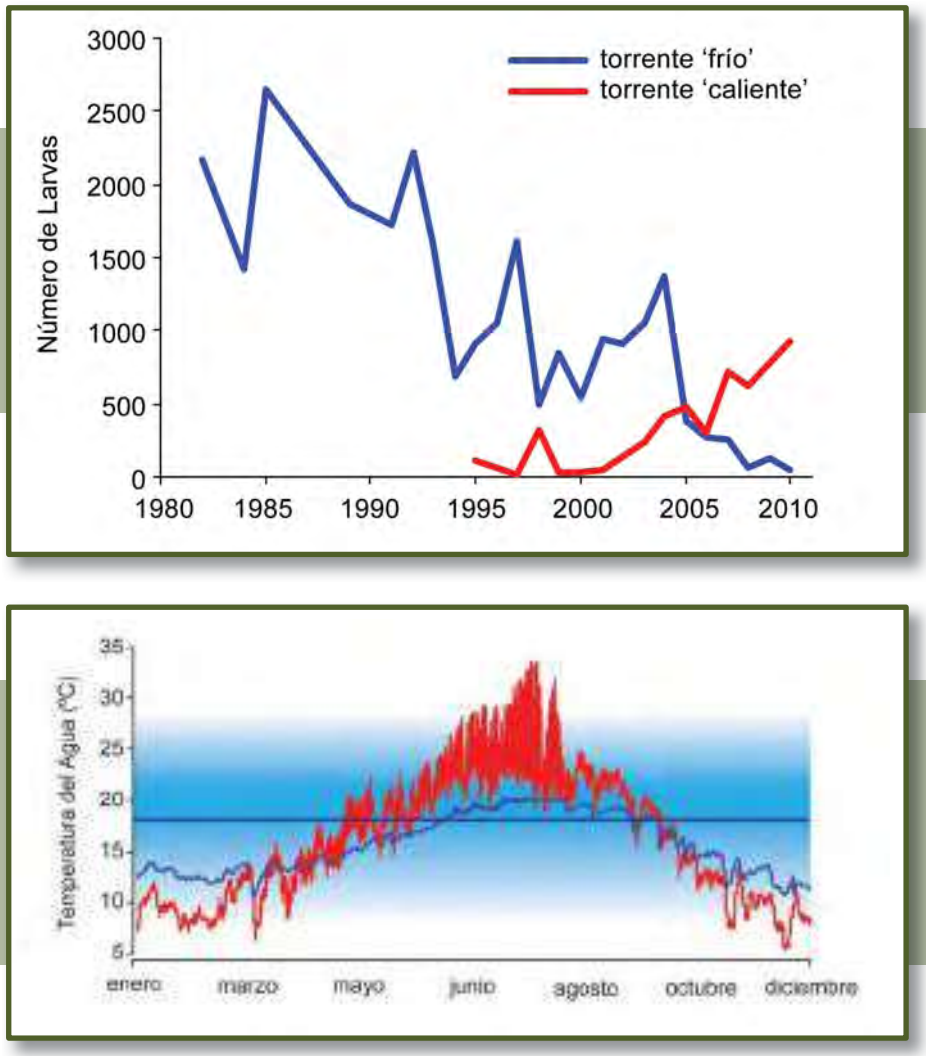


Figura 2. Número de larvas de *Alytes muletensis* (1990-2010) y temperatura del agua en dos torrentes infectados con el hongo quitridio patógeno de anfibios. El rango de crecimiento del hongo patógeno en función de la temperatura aparece en color azul y la línea horizontal indica su temperatura óptima de crecimiento.

Fuente: elaborado a partir de Doddington et al. (2013).

Un ejemplo significativo lo encontramos años más tarde cuando estudiamos las tendencias demográficas de todas las poblaciones conocidas del sapo partero de Mallorca (*Alytes muletensis*), un endemismo balear. Desgraciadamente, 4 de las 35 poblaciones de esta especie que existen en la actualidad resultaron infectadas con el hongo quitridio durante el programa de reintroducción de la especie en la década de los 90, cuando aún el patógeno no había sido descrito para la ciencia (Walker et al. 2008). Todas las poblaciones de sapo partero balear libres del patógeno han incrementado su tamaño poblacional en las últimas décadas, mientras que las 4 poblaciones infectadas presentan tendencias contrapuestas (Doddington et al. 2013). Las dos poblaciones con bajos niveles de infección no presentaron una tendencia poblacional significativa, mientras que las otras dos poblaciones infectadas, situadas a escasos kilómetros una de otra, presentaron tendencias poblacionales opuestas. La población emplazada en un torrente muy abierto soporta temperaturas del agua superiores a los 33ºC en verano, y se encuentra por encima de los 10ºC durante más del doble de horas al año que la otra población situada en un torrente más sombrío. En ambas poblaciones la prevalencia de infección ha sido del 100% durante la estación fría de los últimos años, y en las dos hemos encontrado ejemplares muertos durante los trabajos de campo. Sin embargo, la población del torrente 'cálido' no ha dejado de crecer desde 1980, mientras que la población 'fría' está al borde del colapso, pasando de tener más de 2.500 larvas a prácticamente cero (Figura 2).

Aunque sólo contamos con registros precisos de crecimiento del hongo en función de la temperatura en cultivos de laboratorio, y no conocemos con exactitud el proceso en condiciones naturales, la temperatura parece explicar, casi por completo, el desarrollo de la enfermedad. Por consiguiente, no es sorprendente que el incremento de la temperatura esté modulando el efecto de la quitridiomicosis. El calentamiento al que están sometidas grandes áreas del planeta nunca alcanzará, probablemente, los límites que permitirían inhibir el crecimiento del hongo y, sin embargo, en zonas frescas de montañas sí podría ser suficiente para conseguir su óptimo de crecimiento.

Recomendaciones para la adaptación

La lucha contra la enfermedad pasa, en primer lugar, por evitar los movimientos no naturales de anfibios en las zonas que aún se encuentran libres de las cepas virulentas del hongo. Por otro lado, en las zonas afectadas las posibles soluciones que se están ensayando son de muy diversa naturaleza. De forma esperanzadora, las últimas investigaciones apuntan a que simplemente bajando los niveles de infección se pueden evitar las mortalidades masivas, y permitir así que las poblaciones afectadas sobrevivan hasta que encontremos una solución definitiva o se adquiera un cierto grado de inmunidad natural (Woodhams et al. 2011).

Dado que las temperaturas altas dificultan el desarrollo de la enfermedad, la adaptación al cambio climático podría pasar por tener presente este aspecto en los programas de creación o mejora de medios de reproducción en poblaciones amenazadas. Por ejemplo, a la hora de la creación o mejora de medios de reproducción, se debería optar por masas de agua temporales que se sequen en verano (si lo permite la biología de las especies de anfibios en cuestión) y, en cualquier caso, favorecer la exposición del agua al sol para elevar su temperatura hasta que se superen los 20ºC en verano (por ejemplo, reduciendo la profundidad de la masa de agua, orientándola al sur y evitando los objetos que pudieran producir sombra sobre el agua).

Material suplementario

Nuestros trabajos se desarrollan fundamentalmente en áreas de montaña de la península ibérica y las Islas Baleares. En estas zonas, las especies más sensibles a la enfermedad son el grupo de los sapos parteros (género *Alytes*), con 3 de sus 5 especies endémicas de España. Pero además, el sapo común y la salamandra común presentan un considerable grado de diversificación genética en la península ibérica y son a la vez altamente susceptibles a la quitridiomicosis. Estas dos especies, que hace años ocupaban gran parte del territorio peninsular, han sufrido un declive muy significativo en las últimas décadas por diversos problemas medioambientales bien conocidos, como la destrucción del hábitat, la pérdida de usos tradicionales del suelo o la desertificación. Por desgracia, hoy por hoy, las zonas altas de montaña constituyen un refugio fundamental para su supervivencia, pero el cambio climático está convirtiendo estos últimos santuarios en lugares más favorables al desarrollo de la quitridiomicosis.

En zonas protegidas de la Sierra de Guadarrama y la Sierra de Tramontana venimos desarrollando programas de recuperación de poblaciones amenazadas de anfibios por la quitridiomicosis desde 1999, en colaboración con las Consejerías de Medio Ambiente correspondientes. Estos programas de recuperación incluyen medidas muy diversas que van desde la cría en cautividad y el refuerzo de poblaciones en los casos más extremos, la eliminación de especies predadoras introducidas o la creación de medios alternativos de reproducción, hasta estrategias específicas destinadas a disminuir los efectos de la quitridiomicosis. Dentro de estas últimas, algunas de las posibles soluciones que estamos ensayando pasan por intentar desarrollar la inmunidad de los animales mediante el contacto con cepas atenuadas del hongo o menos virulentas, o por suministrar o favorecer el crecimiento de bacterias simbiontes que viven sobre la piel de los anfibios y que generan sustancias que inhiben el crecimiento del hongo. Sin embargo, nuestros mayores esfuerzos se están centrando en intentar disminuir los niveles de infección en poblaciones infectadas de sapo partero balear y sapo partero común mediante la desecación de los medios de reproducción y el tratamiento de los animales infectados mediante fungicidas.

Referencias bibliográficas

Berger L, Speare R, Daszak P, Green DE, Cunningham AA, Goggin CL, Slocombe R, Ragan MA, Hyatt AD, McDonald KR, Hines HB, Lips KR, Marantelli G, Parkes H (1998) Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95:9031-9036

Bosch J, Carrascal LM, Durán L, Walker S, Fisher MC (2007) Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proceedings of the Royal Society B* 274:253-260

Bosch J, Martínez-Solano I (2006) Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park (Central Spain). *Oryx* 40:84-89

Bosch J, Martínez-Solano I, García-París M (2001) Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation* 97:331-337

Doddington BJ, Bosch J, Oliver JA, Grassly NC, García G, Benedikt RS, Garner TWJ, Fisher MC (2013) Context-dependent amphibian host population response to an invading pathogen. *Ecology* 98:1795-1804

Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfeld RS, Samuel MD (2002) Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* 296:2158-2162

Johnson PTJ (2006) Amphibian diversity: Decimation by disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103: 3011-3012

Lips KR, Diffendorfer J, Mendelson JR III, Sears MW (2008) Riding the wave: Reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PLoS Biology* 6:e72. doi:10.1371/journal.pbio.0060072.

Longcore JE, Pessier AP, Nichols DK (1999) *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* 91:219-227

Martel A, Spitzen-van der Sluijs A, Blooi M, Bert W, Ducatelle R, Fisher MC, Woeltjesb A, Bosmanb W, Chiersa K, Bossuyte F, Pasmans F (2013) *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* USA 110:15325-15329

McCallum ML (2007) Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology* 41: 483-491

Olson DH, Aanensen DM, Ronnenberg KL, Powell CI, Walker SF, Bielby J, Garner TWJ, Weaver G, The Bd Mapping Group,Fisher MC (2013) Mapping the Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the Amphibian Chytrid Fungus. *PLoS ONE* 8: e56802. doi:10.1371/journal.pone.0056802

Piotrowski JS, Annis SL, Longcore JE (2004) Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians. *Mycologia* 96:9-15

Skerratt LF, Berger L, Speare R, Cashins S, McDonald KR, Phillott AD, Hines HB,Kenyon N (2007) Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *EcoHealth* 4:125–134

Walker SF, Bosch J, Gomez V, Garner TWJ, Cunningham AA, Schmeller DS, Ninyerola M, Henk D, Ginestet C, Arthur CP, Fisher MF (2010) Factors driving pathogenicity versus prevalence of amphibian panzootic chytridiomycosis in Iberia. *Ecology Letters* 13:372-382

Walker SF, Bosch J, James TY, Litvintseva AP, Oliver JA, Piña S, García G, Rosa AG, Cunningham AA, Hole S, Griffiths R, Fisher MC (2008) Invasive pathogens threaten species recovery programs. *Current Biology* 18:R853-R854

Woodhams DC, Bosch J, Briggs ChJ, Cashins S, Davis LR, Lauer A, Muths E, Puschendorf R, Schmidt BR, Sheafor B, Voyles J (2011) Mitigating amphibian disease: strategies to maintain wild populations. *Frontiers in Zoolog*y 8:8

J.M. Pleguezuelos

Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, E-18071 Granada
Correo electrónico: juanple@ugr.es

8 Vulnerabilidad de los reptiles ibéricos al cambio climático

Resultados clave

- Algunos reptiles ibéricos han visto desplazado su límite norte de distribución hacia latitudes más altas durante el periodo del reciente cambio climático (analizado para el periodo 1975-2010).
- Otros reptiles han extendido su periodo de actividad anual durante el mismo periodo de cambio climático.
- Las especies montanas, algunas endémicas, podrían ser las más afectadas por el cambio climático, debido a la pérdida de hábitat y al desplazamiento por otras especies de zonas más bajas.
- La tasa de extinción de los reptiles ibéricos en respuesta al cambio climático podría ser menor que la pronosticada por los modelos de distribución de especies si se realizan sencillos programas de gestión.

Contexto

Los vertebrados ectotermos como los reptiles podrían verse más afectados por el cambio climático que los endotermos, pues sus procesos biológicos y su distribución son más dependientes de la temperatura ambiente (Wake 2007, Aragón et al. 2010a, Real et al. 2010). Además, los reptiles son particularmente sensibles al cambio climático y a la degradación de hábitats por su comparativamente baja capacidad de dispersión, pequeña área de campeo y limitaciones en la termorregulación en ausencia de hábitat adecuado (Kearney et al. 2009). En este contexto, ambientes excesivamente cálidos podrían implicar que su temperatura corporal exceda el máximo térmico crítico (temperatura corporal elevada que implica falta de coordinación en la locomoción; el animal pierde su capacidad para escapar de la situación ambiental que lo conduce a la muerte). Se ha pronosticado un declive global de los reptiles similar al ocurrido entre los anfibios, en parte atribuido al cambio climático (Gibbons et al. 2000). Desde 1975, se estima que se han extinguido el 4% de las poblaciones mundiales de lagartos y para 2080 se pronostica que se extinguirán el 39% de las poblaciones y el 20% de las especies. Estas estimas han sido validadas con los datos disponibles hasta el año 2009 en cuatro continentes (Sinervo et al. 2010). Al menos en saurios, el riesgo a la extinción por el calentamiento climático no parece estar relacionado con el modo de termorregulación (termorregulación activa o termoconformismo), aunque las especies que seleccionan temperatura corporal relativamente baja y permanecen muchas horas de actividad fuera de los refugios, parecen más sensibles (Sinervo et al. 2010).

La península ibérica es un punto caliente de biodiversidad para los reptiles continentales en el marco del continente europeo y de la cuenca del Mediterráneo (Cox et al. 2006). Los ecosistemas terrestres ibéricos se encuentran entre los más afectados por el cambio climático a nivel de Europa (EEA 2004, Schröter et al. 2005, Menzel et al. 2006), en particular para los anfibios y reptiles (Araújo et al. 2006). En zonas áridas del sureste ibérico el calentamiento climático también pronostica un mayor estrés hídrico y la desaparición de cobertura de vegetación; este hecho podría reducir la actividad de algunos reptiles, ya que en estos ambientes, su actividad fuera de los refugios depende de la disponibilidad de sombra para que los individuos no se acerquen a la temperatura máxima crítica (Kearney et al. 2009). Pero los modelos de distribución de especies en un escenario de cambio climático pronostican también un severo efecto del clima en el norte ibérico, y una carencia actual de espacios naturales protegidos para conservar la diversidad de reptiles (Carvalho et al. 2010, 2011).

Se ha analizado la vulnerabilidad de los reptiles al cambio climático en España (o en áreas muy próximas geográficamente) atendiendo a las predicciones que proporcionan los modelos de distribución de las especies y bioclimas bajo escenarios futuros (Araújo et al. 2006, Aragón et al. 2010b, Carvahlo et al. 2010), y a las respuestas ya detectadas en diversas especies en el periodo del reciente cambio climático. Estas respuestas corresponden a cambios en la distribución latitudinal (Moreno-Rueda et al. 2012) y altitudinal (Bauwens et al., 1986), en su fenología (ciclos de actividad; Moreno-Rueda et al. 2009) y en parámetros biológicos como tamaño y supervivencia (Chamaillé-Jammes et al. 2006). Para finalizar, se discuten las implicaciones de los cambios en el paisaje, la espermatogénesis de los machos y la determinación del sexo por la temperatura, en este grupo bajo el escenario de cambio climático.

Resultados y discusión

Modelos de distribución bajo escenarios de clima futuros

El efecto del cambio climático sobre los reptiles ibéricos se ha analizado mediante la modelización de su distribución en relación al clima actual, y la proyección hacia el futuro de la distribución potencial de las especies, considerando la predicción de diversos escenarios de clima. Entre los vertebrados, el porcentaje de especies cuyos modelos quedan explicados por variables relacionadas con la temperatura ambiental es superior en reptiles con respecto a mamíferos, probablemente debido a factores fisiológicos (Aragón et al. 2010a, b). El análisis de Araújo et al. (2006), aunque incluye todo el continente europeo, discute especialmente los resultados para la península ibérica. La distribución de las especies se modela con cuatro técnicas que relacionan el clima con la presencia de las especies y los resultados se proyectan al futuro, usando cinco escenarios de cambio climático para 2050. El estudio aporta datos menos dramáticos de los que se temían para el conjunto de Europa, pero no así para la península ibérica. En el supuesto de capacidad ilimitada de dispersión, la mayoría de las especies expanden su distribución. Cuando se considera capacidad nula de dispersión para las especies, la mayoría muestra una disminución de su área de distribución. Además, la mayor parte de la pérdida futura de entorno climático adecuado para los reptiles continentales se proyecta que ocurra en el suroeste de Europa, por tanto, en la península ibérica. Los factores climáticos que parecen influir en las proyecciones de pérdida de más especies de reptiles en regiones europeas, son el aumento de temperatura media anual y las anomalías o reducciones en la precipitación, situaciones pronosticadas para la península ibérica hacia 2050.

Cuando se consideran solo los endemismos ibéricos, con mayor precisión para la distribución de las especies y con un mayor número de técnicas de modelización, se observa que las especies con afinidad atlántica, en el noroeste ibérico, son las que muestran mayores reducciones en la distribución futura. Además, parece que este proceso va a ser muy rápido, quizás por el carácter estenoico (utilización de un número pequeño de hábitats) y la poca resiliencia de estas especies. Por ejemplo, *Vipera seoanei* sería uno de los reptiles ibéricos más amenazados, ya que se prevé para el año 2020 la total desaparición de las condiciones ambientales que le son favorables (Carvalho et al. 2010). Especies con el área de distribución actual muy reducida (*Iberolacerta aranica, I. aurelioi, I. bonnali, I. monticola*; ver Figura 1) también perderán completamente el área de hábitat adecuado, aunque en un plazo algo mayor. Sin embargo, especies con

Figura 1

Figura 1. La lagartija pirenaica (*Iberolacerta bonnali*), junto con otras especies congenéricas que habitan Los Pirineos, podrían perder hábitat en los ambientes montanos donde viven, por el efecto del calentamiento climático. Ejemplar del Vall Fosca, estany Gento, Lérida, agosto 2004.

Fuente: Juan M. Pleguezuelos.

clara afinidad mediterránea (*Acanthodactylus erythrurus, Coronella girondica, Hemorrhois hippocrepis, Podarcis hispanicus, Psammodromus hispanicus, Vipera latastei*), expandirán su área de distribución (Carvahlo et al. 2010).

Pero estas técnicas de modelización para pronósticos en el futuro, usadas individualmente o en conjunto, tienen aún incertidumbres (Harte et al. 2004, Beaumont et al. 2008). Aparte de la incertidumbre derivada de la proyección de las variables físicas (el pronóstico del clima en el futuro, Real et al. 2010), las dos premisas que se emplean para la única variable biológica incluida en los modelos, no movilidad y movilidad ilimitada, son los extremos de un gradiente y la realidad probablemente está en algún punto entre esos extremos. Los resultados en la modelización de las áreas futuras de los reptiles españoles suelen ser muy diferentes según se considere una y otra premisa (Aragón et al., 2010b, Carvahlo et al. 2010). Incluso animales con escasa capacidad de dispersión como los reptiles continentales, en paisajes donde los hábitats están cada vez más fraccionados y dificultan la movilidad como ocurre en la península ibérica (Böhm et al. 2013), muestran una capacidad de dispersión significativa a lo largo del tiempo (Moreno-Rueda et al. 2012). Por otra parte, la vulnerabilidad futura de un organismo depende de muchos más factores que la temperatura ambiental y su vagilidad, como son la disponibilidad de alimento, enfermedades, destrucción y fragmentación de hábitat, incendios, especies invasoras, etc., que pueden interactuar con el calentamiento climático. Además, los organismos no están aislados, y su vulnerabilidad puede también depender de cómo el cambio climático altere sus interrelaciones con competidores, depredadores, parásitos, mutualistas (Araújo & Luoto 2007, Huey et al. 2012), y esos factores difícilmente se pueden proyectar hacia el futuro.

Distribución latitudinal

Algunos organismos están ya respondiendo al cambio climático modificando sus áreas de distribución (Hickling et al. 2006, Parmesan 2006, Chen et al. 2011). Es más probable observar estos cambios en la distribución que adaptaciones in situ al cambio climático, pues la velocidad de cambio del clima es demasiado rápida para que ocurra adaptación genética y todavía se han observado pocos cambios como consecuencia de plasticidad fenotípica (Przybylo et al. 2000, Bradshaw & Holzapfel 2006, Sinervo et al. 2010). Un estudio observacional en la península ibérica sugiere que en general la fauna de reptiles está afrontando el cambio climático mediante cambios en su distribución (Moreno-Rueda et al. 2012). Se utilizaron datos sobre la distribución de los reptiles durante el s. XX para analizar si ha cambiado en paralelo al cambio del clima. Concretamente se comparó la distribución de las especies antes de 1975, época en el que se asume comenzó el actual periodo de calentamiento climático (IPCC 2007), con su distribución en el periodo 1991-2005. Después de controlar el esfuerzo y el sesgo geográfico en el muestreo, la filogenia y la autocorrelación espacial, se observó que en 22 de las 30 especies consideradas, el límite norte de su distribución se movió hacia el norte entre los dos periodos de tiempo. Este límite se movió a una tasa media de 0,5 km/año, distancia dentro de la capacidad de dispersión de las especies consideradas (Moreno-Rueda et al. 2012), similar a la magnitud de cambio de rango de otros grupos taxonómicos (Parmesan & Yohe 2003). Se ha establecido que la capacidad de dispersión de los animales es muy importante para afrontar los efectos del cambio climático (Trakhtenbrot et al. 2005). Sin embargo, en nuestro sistema de estudio no se observó relación entre aspectos biológicos implicados en la capacidad de dispersión de las especies, como el tamaño corporal y la tasa reproductiva, y la magnitud del cambio en su distribución. Esto sugiere que la tasa a la que reptiles ibéricos se mueven hacia el norte no está limitada por su capacidad de dispersión, sino también por otros factores, probablemente la distribución de hábitats adecuados (Menéndez et al. 2006, Chen et al. 2011). Sí se observó que las especies con el borde norte de su rango ibérico situado más meridionalmente se movieron más hacia el norte que aquellas que tenían el borde norte de su rango más septentrional en la península ibérica. Lógicamente, el mar Cantábrico es una limitación para la progresión hacia el norte de especies septentrionales, y también podría serlo la cadena de Los Pirineos (Carvahlo et al. 2010). Aunque se ha puesto en duda que la capacidad de desplazamiento de los ectotermos pueda compensar la severidad del cambio climático durante el siglo XXI (Buckley et al. 2013), creemos que la diversidad topográfica de la península ibérica puede actuar sinérgicamente con la capacidad de desplazamiento de manera favorable para los reptiles (gracias a la existencia de un variado mosaico geográfico de condiciones ambientales, que permitirían el mantenimiento de refugios para especies de requisitos ecológicos muy variados).

Distribución altitudinal

Se espera que el calentamiento global permita a algunos animales incrementar su límite altitudinal superior para mantenerse en su óptimo térmico (Wilson et al. 2005, Chen et al. 2011), y este parece ser el caso del saurio mediterráneo *Psammodromus algirus* en las sierras Béticas (periodo 1980-2013; observ. per.). En los últimos años se ha observado la instalación de poblaciones densas hasta los 2600 m snm, e individuos aislados próximo a los 3000 m (ver también Bauwens et al. 1986). En un reciente estudio sobre su biología térmica a través de un gradiente altitudinal de 2200 m (300-2500 m) en la ladera sur de Sierra Nevada, se observó que mientras que la temperatura ambiental descendió 9º C a lo largo del gradiente, la especie mantuvo su temperatura corporal, lo que indica una eficaz capacidad de termorregulación (Zamora-Camacho et al. 2013, ver también Díaz et al. 2006). La especie aparentemente no se ve afectada por otros factores ambientales montanos, como el incremento de la radiación ultravioleta, la cual podrían combatir mediante el mayor obscurecimiento de la piel en los ejemplares situados a mayor altitud (Reguera et al. 2014), mientras se benefician de este espectro de la radiación solar para calentarse más rápido (Vences et al. 2002). Se sugiere que la limitación para esta especie en altitud es la disponibilidad de formaciones de matorral que constituyen su hábitat, las cuales en el área de estudio apenas sobrepasan los 2600 m. Si los matorrales también responden al cambio climático ascendiendo en altitud (Benito et al. 2011) los saurios podrían seguir con su migración altitudinal (Zamora-Camacho et al. 2013).

En las montañas meridionales ibéricas los reptiles eurosiberianos podrían ser los más vulnerables al cambio climático. Podría ser el caso de *Coronella austriaca*, con poblaciones sujetas a aislamiento postglacial (Santos et al. 2008), en zonas elevadas de Sierra Nevada (rango 2050-2700 m, Caro et al. 2012),

actualmente con muy poco hábitat adecuado disponible (Santos et al., 2009). En reptiles de Norte América se ha observado que el riesgo a la extinción de reptiles vivíparos (como es el caso de *C. austriaca*) estaba relacionado con hábitats montanos fríos (Sinervo et al. 2010). Además, pueden verse afectadas por el ascenso en altitud de especies mediterráneas (más termófilas; Massot et al. 2008), algunas actuando como depredadoras (*M. monspessulanus*) o competidoras (*C. girondica*; Santos et al. 2009), y en este futuro escenario, las especies eurosiberianas pueden ser las perdedoras (Zamora-Camacho et al. 2013). Además, en ofidios el riesgo de extinción puede estar actualmente infraestimado debido a la falta de información sobre sus poblaciones (Santos et al. 2007, Böhm et al. 2013).

La misma amenaza ha sido pronosticada para un endemismo del sur de la península ibérica, *Algyroides marchi*, aislado en montañas del este ibérico, pero adaptado a condiciones ombroclimáticas atlánticas. La extrapolación de los modelos para los diferentes escenarios de cambio climático predicen descensos en las precipitaciones (aunque de una manera menos robusta que la predicción sobre el incremento de temperatura), particularmente durante el verano, e incrementos térmicos (Schröter et al. 2005, IPCC 2007); esto favorecerá a otras especies más mediterráneas, bien como competidoras (*P. algirus*, *Podarcis hispanicus*), o como depredadoras (*C. girondica*, *M. monspessulanus*). Las poblaciones más amenazadas son las periféricas, que ocupan ambientes subóptimos y no están conectadas con el núcleo poblacional principal, pero que aportan gran diversidad genética a la especie (Carretero et al. 2010). Sin embargo, en los modelos con variables climáticas, *A. marchi* aumenta su distribución en el año 2050, pero la disminuye en el 2080 (Carvalho et al. 2010).

Pero el grupo que hipotéticamente podría ser más vulnerable al calentamiento global en la península ibérica es el de las lagartijas del género *Iberolacerta* (Carvahlo et al. 2010). Constituyen siete especies, seis de ellas aisladas en zonas montanas: *I. bonnali* (área <2000 km^2, rango altitudinal entre 1700-3060 m; Arribas 2002c), *I. aurelioi* (<500 km^2, 2100-2940 m; Arribas 2002b), *I. aranica* (<100 km^2, 1900-2670 m; Arribas 2002a), en Los Pirineos; *I. martinezricai* en la Peña de Francia (12-15 km^2, 840-1720 m; Arribas 2006), *I. galani* en los Montes de León (9 cuadrículas UTM 10 x 10 km, 1340-2185 m; Arribas & Carranza 2007), e *I. cyreni* en el Sistema Central (35 cuadrículas UTM 10 x 10 km, 1500-2440 m; Martín 2005). La biodiversidad en zonas altas parece ser muy sensible al calentamiento global, especialmente en la región mediterránea (Nogués-Bravo et al. 2008), por cambios en la dinámica de la cubierta de nieve (Schröter et al. 2005). El incremento de las temperaturas podría implicar la pérdida de las condiciones abióticas y bióticas adecuadas (por la presión de depredación o competencia de especies mediterráneas; ver Sinervo et al. 2010) en el límite inferior de su actual rango altitudinal. También podrían responder con desplazamiento hacia arriba en su hábitat montano, lo que implica una exponencial pérdida de su área de distribución (ver Wilson et al. 2005, Raxworthy et al. 2008), un área que ya es muy reducida para algunas especies (ver en Fig. 5 de Carvalho et al. 2011, los resultados para *I. aranica* e *I. aurelioi* en el diseño de áreas protegidas).

Ciclos de actividad y de reproducción

Los reptiles también muestran en sus ciclos de actividad una fuerte dependencia de la temperatura ambiental (Gibbons & Semlitsch 1987). En un escenario de calentamiento global es muy probable que el periodo intraanual de actividad de los reptiles de la región Templada se incrementará (Parmesan & Yohe 2003). Comprobamos esta hipótesis con *Malpolon monspessulanus* en el sureste ibérico durante un periodo de 22 años (1983-2004; Moreno-Rueda et al. 2009; ver Figura 2 y 3). Durante este periodo, la temperatura ambiental en el área de estudio aumentó de manera significativa 1,54 ± 0,66º C (media ± s.e.), a una tasa de 0,07ºC por año; en paralelo, la especie mostró una mayor dispersión en las fechas en las que estaba activa a lo largo del año; además, conforme progresaban los años, se retrasó la fecha de entrada en el letargo invernal. Ambos resultados sugieren una ampliación del ciclo de actividad intraanual. Previamente ya habíamos descubierto en esta especie y durante el mismo periodo, que el número de ejemplares observado cada año estuvo positivamente correlacionado con la temperatura media anual (Moreno-

Figura 2

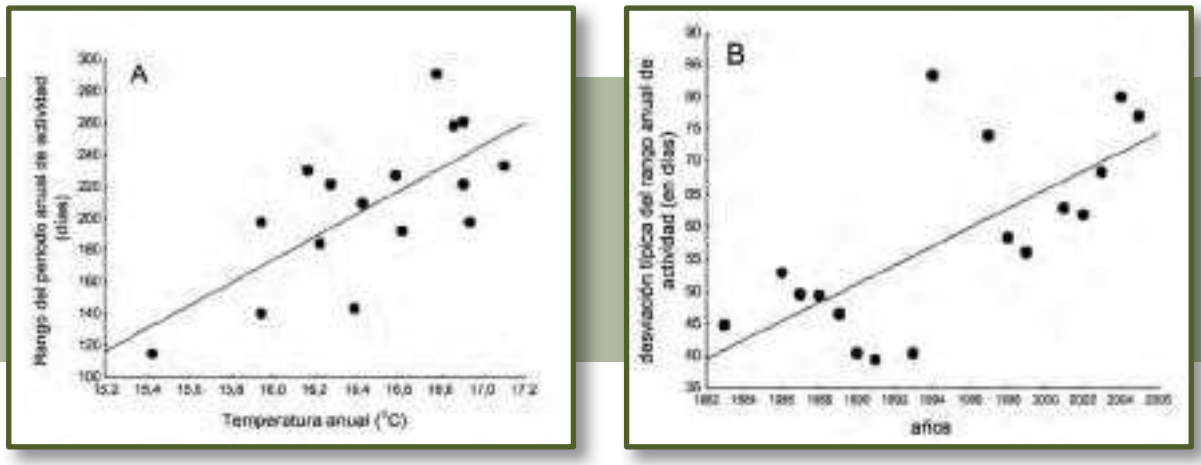


Figura 2. Relación entre la temperatura media anual y la amplitud del periodo de actividad anual (A), y relación entre la desviación típica de la amplitud del ciclo de actividad anual a lo largo del periodo 1982-2006 (B), de la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*), en el sureste ibérico. En la primera figura se observa como el ciclo de actividad anual del ofidio es más amplio los años más cálidos, y en la segunda se observa como la dispersión de las fechas de inicio y de finalización del ciclo anual está aumentando con el paso del tiempo durante el periodo considerado.

Fuente: A) Modificado a partir de Moreno-Rueda y Pleguezuelos (2007). B) Modificado a partir de Moreno-Rueda et al. (2009).

Rueda & Pleguezuelos, 2007). En la misma región y durante aproximadamente el mismo periodo, obtuvimos el mismo resultado para otro ofidio, *H. hippocrepis* (Zamora-Camacho et al. 2010). Todo ello sugiere que el calentamiento climático podría favorecer a estos ofidios termófilos mediante la extensión de su periodo de actividad anual. La ventaja selectiva sería a través de más oportunidades para alimentarse, crecer y reproducirse.

La fisiología de la reproducción en los machos de *M. monspessulanus* y *H. hippocrepis,* especies que comparten un origen norteafricano, nos aporta información sobre el mecanismo subyacente en los resultados anteriores. La mayoría de reptiles europeos muestran un ciclo espermatogénico (el proceso de formación de espermatozoides) estival; sólo los dos ofidios citados entre los 20 que habitan Europa Occidental muestran un ciclo espermatogénico distinto, el vernal. En este ciclo vernal, los machos, el mismo año que alcanzan la madurez sexual, producen espermatozoides y los utilizan en las cópulas; sin embargo, en el ciclo estival los machos producen los espermatozoides en el verano, pero no los utilizan hasta la primavera del año siguiente. A igualdad de otros factores que influyan en la reproducción, las especies con espermatogénesis estival muestran un proceso reproductor más lento que las especies de espermatogénesis vernal (Feriche et al. 2008). Pero el ciclo vernal tiene un requerimiento térmico que circunscribe su distribución a zonas con isoterma en el mes de julio de 22º C o superior (Saint Girons 1982). En un escenario de calentamiento climático podemos esperar una expansión hacia el norte o hacia arriba en las montañas de las condiciones térmicas favorables a las especies termófilas (Walther et al. 2002), que por ejemplo, favorezcan a las especies con este ciclo espermatogénico (Feriche et al. 2008). Algunas evidencias ya existen; en el sureste ibérico, la importancia relativa de *M. monspessulanus* pasó en el periodo 1980-2006 del 27% al 52% de la comunidad de ofidios (C. Segura, com. per.), y existen otras evidencias, como las relativas a la actividad (Moreno-Rueda & Pleguezuelos 2007, Moreno-Rueda et al. 2009, Zamora-Camacho et al. 2010); además, *H. hippocrepis* es una de las especies que se pronostica aumentará su distribución ibérica en el futuro (Carvahlo et al. 2010). Estas especies, dentro de la península ibérica, podrían estar viéndose favorecidas por poseer un ciclo espermatogénico que permite un reclutamiento más rápido que otros ofidios de similar tamaño, pero con espermatogénesis estival (Feriche et al. 2008), en sinergia con su generalismo ecológico (Segura *et al*. 2007).

Parámetros demográficos y de las comunidades

Otros resultados empíricos nos indican que las anteriores predicciones de desplazamientos de las áreas de distribución, pueden ser poco creíbles. En una zona muy próxima geográficamente a la península ibérica, y en una especie presente en ella, *Zootoca vivipara*, se ha observado en una población montana respuestas muy positivas y en un breve periodo de tiempo (18 años) en parámetros biológicos y demográficos (incrementos en tamaño corporal, productividad en la reproducción, supervivencia) asociados a un fuerte incremento de la temperatura ambiental (2,2º C; Chamaillé-Jammes et al. 2006).

Pero en especies con determinación del sexo por la temperatura de incubación, la razón de sexo de los recién nacidos podría verse alterada por el calentamiento global (incluso con un incremento < 2ºC) por ausencia en el ambiente de temperatura pivotal (a la que se produce una razón de sexos equilibrada) y de adaptación rápida por parte de las hembras. Esto podría tener graves consecuencias en la dinámica poblacional de estas especies (Janzen 1994). En la España continental hay cinco familias de reptiles que incluyen seis especies autóctonas con determinación del sexo según la temperatura, Testudinidos, Geoemídidos, Emídidos (quelonios), Gecónidos (salamanquesas) y Escíncidos (eslizones). Las tres especies de quelonios muestran un estrecho rango altitudinal (Pleguezuelos & Villafranca 1997), de lo que se deduce que tienen una estrecha valencia ecológica y térmica (Brown 1984), encontrándose por tanto entre las especies más vulnerables al cambio climático (Sinervo et al. 2010). Una sinergia de efectos negativos para las dos especies de quelonios acuáticos (*Mauremys leprosa, Emys orbicularis*) puede también proceder del aumento de estrés en las cuencas hídricas del sur de la península ibérica, pronosticado bajo todos los modelos de circulación atmosférica y escenarios de

Figura 3

Figura 3. La culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*), típica especie generalista y mediterránea, cuyos machos muestran espermatogénesis primaveral, podría estar viéndose favorecida en la península ibérica por el actual calentamiento climático. Ejemplar de Los Pedroches, Córdoba, junio 2006.

Fuente: Juan M. Pleguezuelos.

crecimiento económico testados (Schröter et al. 2005). Otra sinergia de efectos negativos aparece para las dos especies de eslizones; son vivíparas, y en otros saurios se ha observado que el riesgo de extinción en especies vivíparas es el doble que en ovíparas (Sinervo et al. 2010). Aunque hay evidencias del efecto negativo del calentamiento climático sobre los reptiles con este tipo de determinación del sexo (i.e., Hulin et al. 2009), no hay datos experimentales u observacionales sobre las poblaciones españolas.

Por último, el aumento de la temperatura y la reducción de la precipitación pronosticada para la península ibérica durante el verano, probablemente producirá un aumento en la frecuencia de los fuegos (Schröter et al. 2005), lo cual puede afectar a los reptiles, de manera diferente según su afinidad biogeográfica. En la próxima zona mediterránea francesa, episodios repetidos de fuegos modificaron el paisaje, desde un bosque homogéneo a un mosaico de matorral y bosque. Paralelamente, se observó una pérdida en la beta diversidad de reptiles y un cambio en las especies dominantes. También se observó una respuesta funcional de la comunidad de reptiles a los fuegos repetidos, con un incremento de las especies insectívoras, que habitan espacios abiertos y tienen un ciclo de vida breve, y una pérdida de aquellas especies incapaces de vivir en esas zonas abiertas, quemadas (Santos & Cheylan, 2013, ver también Huey et al. 2012).

Recomendaciones para la adaptación

- Los reptiles pueden responder al cambio climático mediante mecanismos que no admiten manejo, como la plasticidad fisiológica o la adaptación, y mediante factores que pueden ser manejados, como el cambio en la distribución hacia ambientes térmicos adecuados, algo que ya está ocurriendo en especies ibéricas. Proponemos que se actúe contra la fragmentación de hábitats, creando además corredores ecológicos en el paisaje actual, medidas que deben ayudar en la respuesta de los reptiles frente al cambio climático mediante la migración. Las áreas protegidas pero aisladas no son suficientes para que los reptiles afronten el cambio climático. Así, una adecuada implementación de la Red Natura 2000, donde se favorezcan los corredores, podría ayudar a los reptiles ibéricos en sus desplazamientos, para ajustarse a los nuevos escenarios térmicos.

- Es necesaria la monitorización de las poblaciones de especies de reptiles ibéricos montanos, debido a las graves consecuencias de pérdida de biodiversidad que el efecto del calentamiento climático podría tener en esta fauna montana y mayormente endémica. Las montañas se podrían convertir en callejones sin salida para algunas de estas especies, ya que al ascender altitudinalmente, el área de posible ocupación va disminuyendo.

- También resulta necesaria la monitorización de las comunidades de reptiles en las zonas de contacto entre la región Mediterránea y la Eurosiberiana en la península ibérica, pues es probable que esta zona manifieste de manera más detectable los cambios en las áreas de distribución de las especies en respuesta al cambio climático.

- Por último, una aproximación a la respuesta de los reptiles españoles al cambio climático mediante la observación y análisis de lo que ya está ocurriendo en algunas especies a nivel de respuesta poblacional, fisiológica y comportamental. Resultaría de gran valor a la hora de diseñar posibles medidas de gestión que mitiguen los efectos del cambio climático en los reptiles ibéricos.

Referencias bibliográficas

Aragón P, Lobo JM, Olalla-Tárraga MÁ, Rodríguez MÁ (2010a) The contribution of contemporary climate to ectothermic and endothermic vertebrate distributions in a glacial refuge. *Global Ecology and Biogeography* 19:40-49

Aragón P, Rodríguez MA, Olalla-Tárraga MA, Lobo JM (2010b) Predicted impact of climate change on threatened terrestrial vertebrates in central Spain highlights differences between endotherms and ectotherms. *Animal Conservation* 13:363-373

Araújo M B, & Luoto M. (2007) The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743-753

Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1712-1728

Arribas OJ (2002a) *Lacerta aranica* Arribas, 1993. En: Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M, editores. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. DGCN, AHE, Madrid. pp. 215-217

Arribas OJ (2002b) *Lacerta aurelioi*. En: Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M, editores. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. DGCN-A.H.E., Madrid. pp. 218-219

Arribas OJ (2002c) *Lacerta bonnali* Lantz, 1927. Lagartija pirenaica. En: Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M, editores. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. DGCN -AHE, Madrid. pp. 223-224

Arribas OJ (2006) Lagartija batueca – *Iberolacerta martinezricai*. En: Carrascal LM, Salvador A, editores. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: http://www.vertebradosibericos.org/ Último acceso 24 de Julio de 2014

Arribas OJ, Carranza S. (2007) Lagartija leonesa – *Iberolacerta galani*. En: Carrascal LM, Salvador A. editores. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: http://www.vertebradosibericos.org/ Último acceso 24 de Julio de 2014

Bauwens D, Hordiees F, Van Damme R, Van Hecke A (1986) Notes on distribution and expansion of the range of the lizard *Psammodromus algirus* in Northern Spain. *Amphibia-Reptilia* 7:389-392

Beaumont LJ, Hughes L, Pitman AJ (2008) Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters* 11:1135-1146

Benito B, Lorite J, Peñas J, (2011) Simulating potential effects of climatic warming on altitudinal patterns of key species in Mediterranean-alpine ecosystems. *Climatic Change* 108:71-483

Böhm M, Collen B, Baillie JEM, Bowles P, Chanson J, Cox N, Hammerson G, Hoffmann M, Livingstone SR, Ram M, Rhodin AGJ, Stuart SN, van Dijk PP, Young B, Afuang LE, Aghasyan A, Aguayo AG, Aguilar C, Ajtic R, Akarsu F, Alencar LRV, Allison A, Ananjeva N, Anderson S, Andren C, et al. (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157:372-385

Bradshaw WE, Holzapfel CM (2006) Evolutionary response to rapid climate change. *Science* 312**:**1477-1478

Brown JH (1984) On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 1984:255-279

Buckley LB, Tewksbury JJ, Deutsch CA (2013) Can terrestrial ectotherms escape the heat of climate change by moving? *Proceedings of the Royal Society B* 280:000-000, DOI: 10.1098/rspb.2013.1149

Caro J, Fernández-Cardenete JR, Moreno-Rueda G, Pleguezuelos JM (2012) Estatus de *Coronella austriaca* en Sierra Nevada (SE península ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 23:94-102

Carretero MA, Ceacero F, García-Muñoz E, Sillero N, Olmedo MI, Hernández-Sastre PL, Rubio JL (2010) *Seguimiento de* Algyroides marchi *Informe final*. Monografías SARE. Asociación Herpetológica Española - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Madrid. pp 51

Carvalho SB, Brito JC, Crespo EJ, Possingham HP (2010). From climate change predictions to actions–conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology* 16:3257-3270

Carvalho SB, Brito JC, Crespo EG, Watts ME, Possingham HP (2011) Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation* 144:2020-2030

Chamaillé-Jammes S, Massot M, Aragon P, Clobert J (2006) Global warming and positive fitness response in mountain populations of common lizards *Lacerta vivipara. Global Change Biology* 12:392-402

Chen I C, Hill J K, Ohlemüller R, Roy D B, Thomas C D (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024-1026

Cox N, Chanson J, Stuart SN (2006) *The status and distribution of reptiles and amphibians of the Mediterranean Basin*. IUCN, Ginebra. pp 43

Díaz JA, Iraeta P, Monasterio C (2006) Seasonality provokes a shift of thermal preferences in a temperate lizard but altitude does not. *Journal of Thermal Biology* 31:237-242

EEA (European Environmental Agency) (2004) *Impacts of Europe's changing climate - An indicator-based assessment*. European Environmental Agency Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. pp 107

Feriche M, Pleguezuelos JM, Santos X (2008) Reproductive ecology of the Montpellier snake *Malpolon monspessulanus* (Colubridae) and comparison with other sympatric colubrids in the Iberian Peninsula. *Copeia* 2008:279-285

Gibbons JW, Semlitsch RD (1987) Activity patterns. En: Seigel RA, Collins JT, Novak SS, editores. *Snakes ecology and evolutionary biology*. MacMillan New York. pp 396-421

Gibbons JW, Scott DE, Ryan TJ, Buhlmann TD, Metts BS, Greene JL, Mills T, Leiden Y, Poppy S, Winne CT (2000) The global decline of reptiles déjà vu amphibians. *BioScience* 50:653-666

Harte J A, Ostling J L, Green A, Kinzig (2004) Climate change and extinction risk. *Nature* 430:33

Hickling R D, Roy B, Hill J K, Fox R, Thomas C D (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12:450-455

Huey R B, Kearney M R, Krockenberger A, Holtum J A, Jess M, & Williams S E (2012). Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367(1596):665-1679

Hulin V, Delmas V, Girondot M, Godfrey M H, Guillon J M (2009) Temperature-dependent sex determination and global change: are some species at greater risk? *Oecologia* 160:493-506

IPCC (2007) *Climate change 2007: the scientific basis*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom

Janzen FJ (1994) Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 91:7487-7490

Kearney M, Shine R, Porter WP (2009) The potential for behavioral thermoregulation to buffer "cold-blooded" animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:3835-3840

Massot M, Clobert J, Ferrière R (2008) Climate warming dispersal inhibition and extinction risk. *Global Change Biology* 14:461-469

Martín J (2005) Lagartija carpetana - *Iberolacerta cyreni* En: Carrascal L M, Salvador A, editores. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid

Menéndez R, González-Megías A, Hill J K, Braschler B, Willis S G, Collingham Y, Fox R, Roy D B, Thomas C D (2006) Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 273:465-1470

Menzel A, Sparks TH, Estrella N, Koch E, Aasa A, Ahas R, Alm-Kubler K, Bissolli P, Braslavska O, Briede A, Chmielewski FM, Crepinsek Z, Curnel Y, Dahl A, Defila C, Donnelly A, Filella Y, Jatcza K, Mage F, Mestre A, Nordli O, Penuelas J, Pirinen P, Remisova V, Scheifinger H, et al. (2006) European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976

Moreno-Rueda G, Pleguezuelos JM (2007) Long-term and short-term effects of temperature on snake detectability in the wild: a case study with *Malpolon monspessulanus. Herpetological Journal* 17:204-207

Moreno-Rueda G, Pleguezuelos J M, Alaminos E (2009) Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake *Malpolon monspessulanus*. *Climatic Change* 92:235-242

Moreno-Rueda G, Pleguezuelos JM, Pizarro M, Montori A (2012) Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology* 26:278-283

Nogués-Bravo D, Araújo M. B, Lasanta T & Moreno J I L (2008) Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37:280-285

Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 37:637-669

Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42

Pleguezuelos JM, Villafranca C (1997) La distribución altitudinal de los anfibios y reptiles ibéricos. En: JM Plágueselos, editor. *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. Monografías de la Revista Española de Herpetología 3: 321-341

Przybylo R, Sheldon BC, Merilä J (2000) Climatic effects on breeding and morphology: evidence for phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology* 69:395-403

Raxworthy CJ, Pearson RG, Rabibisoa N, Rakotondrazafy AM, Ramanamanjato JB, Raselimanana AP, Wu S, Nussbaum RA, Stone DA (2008) Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology* 14:1703-1720

Real R, Luz Marquez A, Olivero J & Estrada A (2010) Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography* 33:304-314

Reguera S, Zamora-Camacho FJ y Moreno-Rueda G (en prensa) The lizard *Psammodromus algirus* (Squamata: Lacertidae) is darker at high altitudes**.** *Biological Journal of the Linnean Society*

Saint Girons H (1982) Reproductive cycles of male snakes and their relationships with climate and female reproductive cycles. *Herpetologica* 38:5-16

Santos X, & Cheylan M (2013) Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biological Conservation* 168:90-98.

Santos X, Brito JC, Pleguezuelos JM, Llorente GA (2007) Comparing Filippi and Luiselli's (2000) method with a cartographic approach to assess the conservation status of secretive species: the case of the Iberian snake-fauna. *Amphibia-Reptilia* 28:17-23

Santos X, Roca J, Pleguezuelos JM, Donaire D, Carranza S (2008) Biogeography and evolution of the Smooth snake *Coronella austriaca* (Serpentes: Colubridae) in the Iberian Peninsula: evidence for Messinian refuges and Pleistocenic range expansions. *Amphibia-Reptilia* 29:35-47

Santos X, Brito JC, Caro J, Abril AJ, Lorenzo M, Sillero N, Pleguezuelos JM (2009) Habitat suitability threats and conservation of isolated populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*) in the southern Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 142: 344-352

Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araújo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpää S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger M J, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabate S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S & Zierl B (2005) Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310:1333-1337

Segura C, Feriche M, Pleguezuelos JM, Santos X (2007) Specialist and generalist species for habitat use: implications for conservation assessment in snakes. *Journal of Natural History* 41:2765-2774

Sinervo B, Méndez-de-la-Cruz F, Miles DB,Heulin B, Bastiaans E, Villagrán-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martínez-Méndez N, Calderón-Espinosa ML, Meza-Lázaro RB, Gadsden H, Ávila LJ, Morando M, De la Riva IJ, Sepúlveda PV, Duarte CF, Ibargüengoytía N, C Puntriano CA, Massot M, Lepetz V, Oksanen TA, Chapple DG, Bauer AM, Branch WR, et al. (2010) Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328:894–899

Trakhtenbrot A, Nathan A, Perry G, Richardson DM (2005) The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 11:173-181

Vences M, Galán P, VieitesDR, Puente M, Oetter K, Wanke S (2002) Field body temperatures and heating rates in a montane frog population: the importance of black dorsal pattern for thermoregulation. *Annales Zoologici Fennici* 39:209-220

Wake DB (2007) Climate change implicated in amphibian and lizard declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:8201-8202

Walther G R, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee T J, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395

Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Martínez D, Agudo R, Montserrat VJ 2005 Changes to the elevational limits and extents of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8:1138-1146

Zamora-Camacho FJ, G Moreno-Rueda, JM Pleguezuelos (2010) Long-term and short-term impact of temperature on snake detection in the wild: further evidence from the snake *Hemorrhois hippocrepis. Acta Herpetologica* 5:143-150

Zamora-Camacho F J, Reguera S, Moreno-Rueda G, Pleguezuelos JM (2013) Patterns of seasonal activity in a Mediterranean lizard along a two thousand and two hundred meters altitudinal gradient. *Journal of Thermal Biology* 38:64-69

O. Gordo

Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, C/ Américo Vespucio s/n, 41092, Sevilla
Correo electrónico: ogvilloslada@gmail.com

9 Impactos del cambio climático en la migración de las aves ibéricas

Resultados clave

- La llegada primaveral de las aves migratorias se ha adelantado en torno a una semana desde mediados de los años 70, si bien las fechas actuales son similares a las que ya se registraban en los años 40.
- La migración primaveral está fuertemente controlada por la climatología, de manera que los años calurosos en España favorecen una llegada más temprana y la sequía en África durante el invierno la retrasa.
- La fecha en que las aves abandonan nuestro país en otoño ha fluctuado a lo largo de las últimas seis décadas, habiendo una cierta tendencia a irse antes en los últimos años.
- Las aves migratorias abandonan nuestro país antes los años con mayores temperaturas durante su periodo de reproducción, aunque el efecto del clima en la migración otoñal es débil.

Contexto

El cambio climático supone uno de los mayores retos medioambientales a los que se enfrentan flora y fauna debido a la velocidad y magnitud con que se está produciendo a escala planetaria. Existen incontables e irrefutables pruebas de que los seres vivos ya han respondido a las ligeras variaciones mostradas por el clima a lo largo del siglo XX (Parmesan 2006, Gordo 2009). En este sentido, las aves son el grupo animal sobre el que disponemos de un mayor número de evidencias científicas sobre el impacto del cambio climático. Esto no se debe a que sea un grupo especialmente sensible al clima, sino simplemente al gran interés que han suscitado tradicionalmente tanto en el ámbito académico como naturalista. Esto nos permite disponer de gran cantidad de información sobre su biología a una escala espacial y temporal que raramente se da en otros grupos. Este tipo de información recopilada a escala mundial, principalmente a lo largo del último siglo, ha sido, y sigue siendo, la base fundamental para poder llevar a cabo estudios que nos ayuden a entender los efectos del cambio climático sobre las aves y cómo están respondiendo a él.

La cuenca mediterránea, pese a su pequeña extensión, destaca por ser uno de los lugares del planeta con mayor diversidad (Myers et al. 2000). Su enorme heterogeneidad de ambientes (desde zonas litorales a alpinas), su compleja historia geológica, y el hecho de ser la encrucijada de tres continentes son las principales causas para esta extraordinaria riqueza (Blondel & Aronson 1999, Hewitt 2011). Las aves no son una excepción, ya que las latitudes mediterráneas además de albergar importantes poblaciones residentes, en muchos casos de especies endémicas, también dan cobijo en ciertas épocas del año a cientos de millones de individuos que buscan aquí las condiciones más adecuadas para su supervivencia. En el caso particular de las aves migratorias, el Mediterráneo es zona de paso obligado en los tránsitos anuales entre las zonas euroasiáticas de cría y las zonas tropicales de invernada en África. Así, durante la primavera los individuos llegan a criar desde el sur, mientras que en otoño vienen desde el norte para evitar los rigores invernales propios de latitudes septentrionales. En este sistema migratorio, la península ibérica juega un papel clave dada su estratégica ubicación geográfica, canalizando el viaje de todas las poblaciones europeas occidentales hacia y desde África a través del estrecho de Gibraltar (Newton 2008).

El medio ambiente experimenta cambios profundos a lo largo del año, cambios que marcan la

sucesión de las estaciones de manera más realista que la fecha del calendario. Esto ya se sabe desde antiguo y es por eso que la fenología, la ciencia que se encarga del estudio de los eventos naturales recurrentes, fue una de las primeras disciplinas en desarrollarse dentro del ámbito de las ciencias de la vida. Desde principios del siglo XX la comunidad científica pierde interés por esta disciplina hasta que en la década de los 90 el estudio de registros fenológicos históricos ofrecen las primeras pruebas de que los seres vivos están respondiendo al cambio climático (p. ej., Beebee 1995, Sparks & Yates 1997, Sokolov et al. 1998, Menzel & Fabian 1999). Desde entonces no son pocos los estudios que han aportado más y más resultados que lo han confirmado, convirtiendo las alteraciones fenológicas de los seres vivos en uno de los efectos más evidentes y mejor conocidos del impacto del cambio climático (Menzel et al. 2006, Rosenzweig et al. 2008, Gordo 2009).

De manera general, se puede afirmar que en las zonas templadas y boreales del hemisferio norte la primavera se está adelantando, mientras que el otoño se está retrasando. En el caso de las aves migratorias, se ha visto que, por lo general, vuelven antes a sus áreas de cría, pero, en cambio, no existe un patrón claro de cambio para la migración otoñal (Lehikoinen et al. 2004). En Europa se ha estimado un adelanto del orden de 2,8 días por década en las fechas de llegada primaveral desde los años 70 (Lehikoinen & Sparks 2010). Aunque conocemos bien lo qué está pasando, no comprendemos cómo está ocurriendo. Los mecanismos biológicos subyacentes a los cambios observados en el comportamiento migratorio de las aves están en gran medida aún por resolver (Knudsen et al. 2011). La llegada más precoz en primavera podría ser una simple consecuencia de una meteorología más benigna y una mayor abundancia de alimento en fechas muy tempranas, lo que favorecería una progresión migratoria más rápida a través de Europa y Norte América. Estaríamos hablando, por tanto, de un mecanismo adaptativo mediante plasticidad fenotípica. La alternativa es que los cambios observados en el comportamiento migratorio sean fruto de verdaderos procesos (micro) evolutivos, en los que las nuevas condiciones impuestas por el cambio climático estarían favoreciendo la selección de aquellos individuos (genotipos) más precoces. Que los cambios observados en la migración se estén consiguiendo por una u otra vía no es una cuestión trivial, ya que afecta a nuestra capacidad para hacer predicciones certeras acerca del futuro de las poblaciones de aves migratorias. Hasta el momento las alteraciones del clima han sido leves, pero las predicciones auguran cambios dramáticos en las próximas décadas (Solomon et al. 2007). Que las aves vayan a poderse adaptar o no a las nuevas condiciones dependerá en gran medida de los mecanismos biológicos implicados en su adaptación. La plasticidad fenotípica permite una adaptación inmediata a un cambio en las condiciones ambientales, pero sin embargo, hay un límite en la expresión de los caracteres biológicos. Existen pruebas de que las aves pueden adaptar el calendario de su migración en función de las condiciones ambientales que encuentran a lo largo de sus viajes, o sea, que la fenología migratoria tiene plasticidad (Gordo et al. 2005, Gordo 2007b, Gordo & Sanz 2008). Sin embargo, ignoramos por completo cuantos días podría llegar a modificarse como máximo el calendario migratorio por esta vía, o sea, no sabemos hasta cuando se podrá mantener esa tasa de adelanto, mencionada anteriormente, de 2,8 días por década.

Los procesos evolutivos, por el contrario, son más lentos, ya que requieren de diversas generaciones para que la selección natural pueda modificar la composición genética de la población. Sin embargo, son la única vía por la que los caracteres, como podría ser el calendario migratorio, cambien más allá de lo que la plasticidad permite y además lo hagan de manera permanente. También existen indicios de que esto ya podría estar ocurriendo (Jonzén et al. 2006, Pulido & Berthold 2010). El hecho de que existan pruebas a favor de ambos procesos seguramente demuestra que ambos están teniendo lugar en la actualidad. La enorme heterogeneidad de estrategias vitales que encontramos entre las aves migratorias seguramente haga imposible proponer una hipótesis general, siendo necesario el estudio de cada caso particular.

Resultados y discusión

Las fechas en que llegan y se van las aves migratorias en la península ibérica han variado a lo largo del último siglo, siendo dichas variaciones atribuibles, en gran medida, al clima. Los primeros estudios llevados a cabo con registros históricos en dos localidades catalanas, Tortosa (Gordo & Sanz 2005) y Cardedeu (Gordo et al. 2005), mostraron resultados diferentes. En Tortosa existen registros sobre la llegada de la golondrina (*Hirundo rustica*) a esta localidad desde 1908, lo que da lugar a la serie fenológica más larga conocida para la península (Fig. 1). Esta perspectiva secular incomparable nos muestra que hubo un retraso en las llegadas desde los años 20 hasta mediados de los 70, momento desde el cual se observa una tendencia al adelanto. Ese adelanto de unos 15 días hace que ahora las fechas de llegada sean similares a las que se observaron a principio de siglo. Patrones muy similares se dan para otras especies, como el vencejo (*Apus apus*) o la abubilla (*Upupa epops*), también registradas en la misma localidad (Gordo & Sanz 2005).

Los registros de primera llegada efectuados en Cardedeu demostraron que cinco especies de aves están llegando cada vez más tarde (Gordo et al. 2005). Esto no solo difiere con los registros de Tortosa, sino que parece contrario a la tendencia generalizada al adelanto, que se había observado hasta la fecha en otros países europeos (Lehikoinen et al. 2004, Lehikoinen & Sparks 2010). Esto nos llevó a proponer la hipótesis de que las poblaciones del ámbito mediterráneo podrían estar respondiendo de manera diferente de las del resto del continente. La península ibérica es tan solo la mitad del viaje para muchos individuos que van a reproducirse a latitudes boreales y, por tanto, es imposible saber si los adelantos observados en aquellas poblaciones norteñas son debidos a un adelanto en la fecha de partida del África tropical, a una migración más rápida a través del continente africano hasta alcanzar el Mediterráneo, o a unas condiciones cada vez más favorables para cruzar Europa al inicio de la primavera. Los registros fenológicos en la península resultan clave en este sentido, ya que para las poblaciones españolas esos cambios fenológicos sólo se pueden alcanzar mediante alguna de las dos primeras posibilidades planteadas, es decir, por aquello que suceda en África. Al relacionar las fechas de llegada a Cardedeu con el clima en África durante el invierno hayamos que ese retraso estaba promovido, en parte, por los cambios climáticos experimentados especialmente en el Sahel y la zona del golfo de Guinea (Gordo et al. 2005). Ambas zonas constituyen los principales cuarteles de invernada

Figura 1.

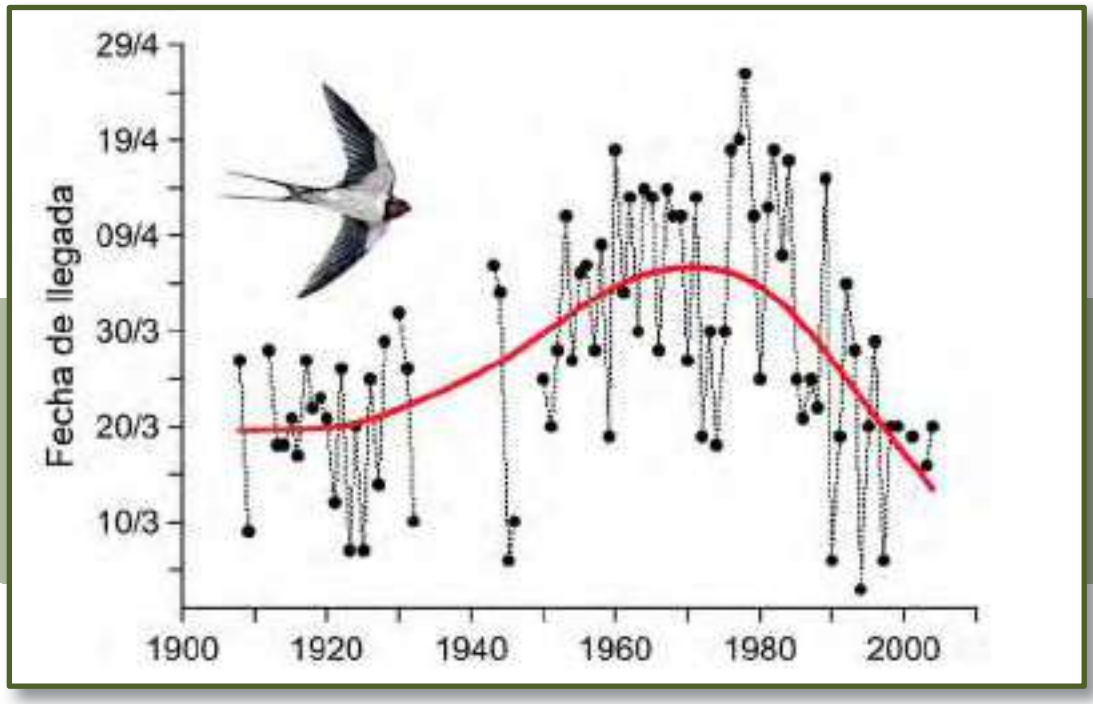


Figura 1. Evolución temporal de la fecha de llegada de la golondrina a Tortosa entre 1908 y 2004. La línea roja representa una tendencia suavizada.

Fuente: Elaborado a partir de Gordo & Sanz (2005).

para las poblaciones ibéricas. En concreto, se observó que, en estas zonas, años secos y con temperaturas cálidas iban seguidos de una llegada más tardía en las poblaciones estudiadas. Esto concuerda bien con el funcionamiento de esos ecosistemas áridos que ocupan las aves trans-saharianas ibéricas durante el invierno. La mayor o menor cantidad de precipitaciones durante la estación húmeda determina la duración y rigor de la estación seca, que básicamente coincide en el calendario con el invierno de la península ibérica. Años secos y calurosos limitan la producción primaria y expanden el límite sur del desierto (Nicholson et al. 1990). Esto repercute en la disponibilidad de hábitat y alimento para las aves migratorias, fundamentalmente insectívoras, lo que se traduce en mayor mortalidad y peor estado físico para afrontar la migración (Zwarts et al. 2009). Precisamente esas zonas africanas visitadas por las poblaciones ibéricas para invernar han padecido graves episodios de sequías a lo largo de la segunda mitad del siglo XX (Hulme et al. 2001, Zeng 2003), lo que explicaría el porqué de ese retraso observado en las llegadas a Cardedeu.

El estudio de los registros históricos de Cardedeu fue pionero (Peñuelas et al. 2002), pero no debemos olvidar que se trata de registros efectuados en una única localidad y que, por tanto, podría no ser representativa de lo que acontece en otras poblaciones. Lo mismo es aplicable al caso de Tortosa, pese a que en esta localidad los cambios observados sí estén en sintonía con la tendencia general observada en Europa (Gordo 2009). Estudios recientes en aves demuestran que sus respuestas fenológicas pueden variar muy notablemente incluso entre poblaciones de una misma especie, siendo atribuibles dichas diferencias a la variabilidad geográfica en la magnitud del cambio climático experimentado, las diferentes tendencias poblacionales a escala local, y al lugar particular en el que invernan (Gordo & Doi 2012a, b). En Europa también se han realizado observaciones similares, siendo las poblaciones de Europa central las que más adelantan su llegada, mientras que las del sur y norte no lo hacen tanto (Rubolini et al. 2007). Esta heterogeneidad entre poblaciones obliga a hacer estudios a gran escala sobre cientos de poblaciones diferentes para poder hacer estimas certeras a escala de un país o continente (Lehikoinen & Sparks 2010).

Los resultados derivados del análisis de los registros fenológicos para cinco especies de aves migratorias llevados a cabo por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) permiten afirmar que las aves migratorias están adelantando sus llegadas a España, aunque, de manera similar a lo observado en Tortosa, dicho adelanto sólo se está produciendo desde mediados de los años 70 y más bien parece encaminado a reestablecer el calendario que ya se observaba en los años 40 (Gordo & Sanz 2006). La única excepción a esta regla la marca la cigüeña, especie en la que, desde los años 80, sí se ha observado un adelanto de un mes en su llegada (Fig. 2). Este cambio tan brusco en su fenología se debe a un cambio radical en su comportamiento migratorio en las últimas décadas. Desde mediados de los años 80 se viene detectando un número cada vez mayor de cigüeñas que pasan todo el invierno en España porque ya no migran a África (Máñez et al. 1994). El hecho de permanecer todo el año cerca del área de cría, favorece una ocupación muy temprana (ya en diciembre) de los lugares de nidificación. Las causas para esta sedentarización hay que buscarlas en los cambios que se han sucedido en paralelo, aquí y en el África sub-sahariana, a lo largo de las últimas décadas. Como hemos comentado antes, la zona del Sahel ha padecido graves sequías que han provocado una severa mortalidad en las poblaciones europeas de cigüeñas (Kanyamibwa et al. 1993, Zwarts et al. 2009). Mientras tanto, aquí, en la península ibérica, han proliferado

Figura 2.

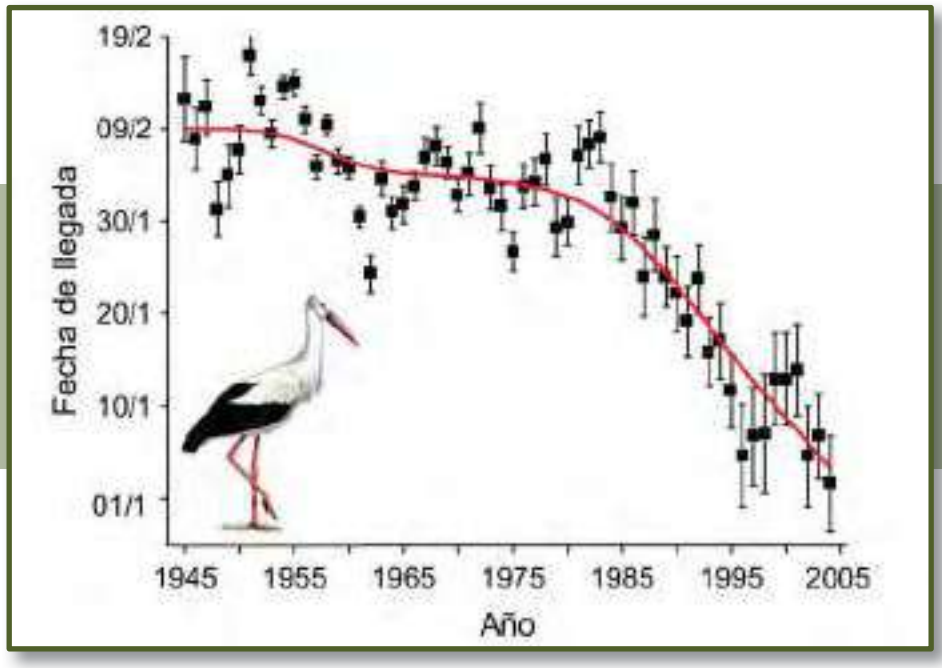


Figura 2. Evolución temporal de la fecha de llegada de la cigüeña a España entre 1945 y 2004. Cada punto es el promedio anual a nivel estatal. Las barras marcan el error estándar. La línea roja representa una tendencia suavizada.

Fuente: Elaborado a partir de Gordo & Sanz (2006).

vertederos al aire libre que se han convertido en una fuente continua e inagotable de alimento que permite a las cigüeñas sobrevivir a la escasez de recursos tróficos propia del invierno. Las ventajas de quedarse respecto a los costes de migrar son obvias y han favorecido que se haya seleccionado rápidamente el nuevo comportamiento migratorio.

Respecto a las otras cuatro especies estudiadas por la red fenológica española [golondrina, vencejo, cuco (*Cuculus canorus*) y ruiseñor (*Luscinia megarhynchos*)], la variabilidad interanual en sus fechas de llegada y, por tanto, en sus tendencias temporales, viene dada por el clima, al cual se le puede atribuir entre un 30 y 50% de la variabilidad observada en las fechas de llegada. Tanto el clima en España durante la primavera como el clima en África durante el invierno, son responsables de estas diferencias entre años. Un grado más de temperatura en marzo y abril hace que los primeros ejemplares se detecten entre 1,5 y 2 días antes. Este efecto se debe, claramente, a la influencia de las condiciones meteorológicas en los últimos días de la migración, en ese periodo que necesitan los individuos para cubrir la distancia entre Gibraltar y sus territorios de cría ibéricos. Cuando la primavera es más cálida, pueden progresar a mayor velocidad hacia el norte. Por otro lado, y como ya habíamos visto, las lluvias en la zona del Sahel son un factor igualmente importante que afecta a todas las especies, provocando, después de años lluviosos, el adelanto de las llegadas (Gordo & Sanz 2006). Por ejemplo, en la golondrina, hay un adelanto de una semana por cada 100 litros más de lluvia registrados en promedio en invierno en el Sahel (Fig. 3). El efecto de la lluvia, en realidad, se produce a través de las condiciones ecológicas. Esto se pudo demostrar al relacionar las llegadas de las aves a España con índices de productividad vegetal medidos en África mediante satélites. Se encontró que los años más productivos (lluviosos) fueron los años en que las especies volvieron más pronto (Gordo & Sanz 2008).

La emigración otoñal mostró tendencias a largo plazo muy parecidas entre cigüeñas, golondrinas y vencejos durante el periodo 1944-2004 (Fig. 4; Gordo & Sanz 2006). Las tres especies tendieron a irse más pronto entre 1945 y 1965. Desde mediados de los 60 hasta mediados de los 80, retrasaron su partida. Desde mediados de los 80, dichas especies volvieron a adelantar el día en que se las observó por última vez. Sólo en el caso de la golondrina se puede hablar de un adelanto neto en las fechas de emigración para todo el periodo de estudio de 60 años, siendo éste aproximadamente de una semana.

En todas las especies se detectaron efectos estadísticamente significativos del clima sobre las fechas de abandono de nuestro país (Gordo & Sanz 2006), siendo especialmente fuertes los efectos de la temperatura durante la época de reproducción. La emigración se adelantó entre 0,6 y 1,8 días por cada grado más registrado en el periodo reproductor. Parece, por tanto, que existe un cierto efecto dominó dentro del ciclo vital de las aves. Si la reproducción es más precoz, como sucede en primaveras cálidas (Crick & Sparks 1999, Potti 2009), eso podría permitir a los individuos prepararse fisiológicamente e iniciar su vuelta a África en fechas más tempranas (Gordo 2007b). Por el contrario, las condiciones meteorológicas en otoño sólo tuvieron efecto estadísticamente significativo en la golondrina. Esta especie, en los años con otoños calurosos, abandonó la península más tarde. No obstante, el clima sólo estuvo relacionado con entre un 7 y 15% de la variabilidad interanual observada en las fechas de emigración en España (Gordo & Sanz 2006), lo cual deja aún un margen amplio para considerar que hay otros factores ambientales que aún desconocemos y afectan a la fenología migratoria de otoño.

Finalmente, merecen una breve mención los únicos datos disponibles sobre la fenología migratoria de dos especies, el zorzal (*Turdus philomelos*) y el estornino

Figura 3.

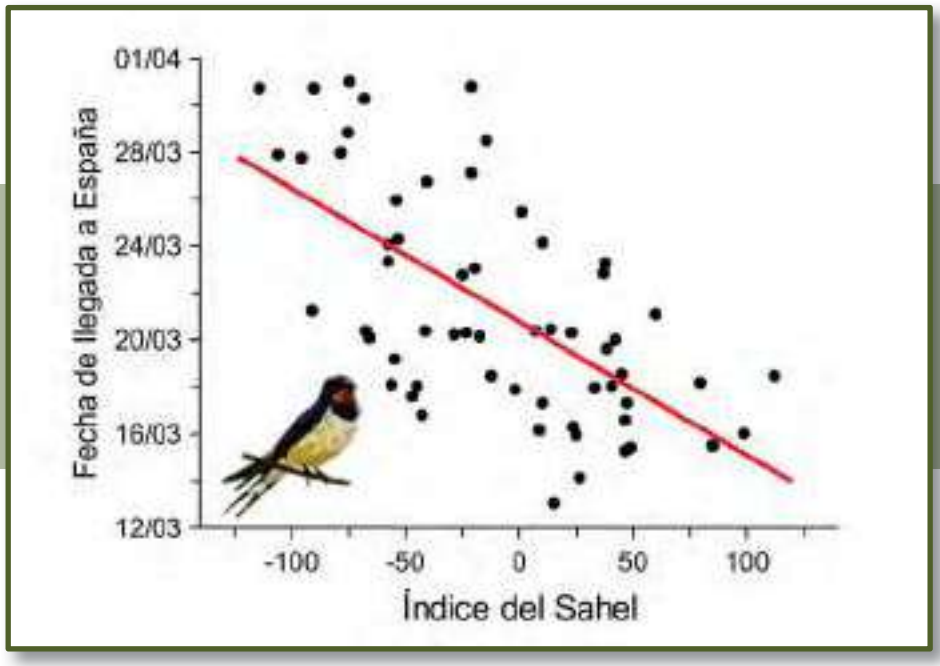


Figura 3. Efecto de las lluvias en la zona de invernada sobre la fecha de llegada de la golondrina a España. Las lluvias en África se cuantificaron a través del índice del Sahel, índice que indica cómo se desvía la pluviosidad cada año respecto a la media durante el siglo XX en esa región. Los valores negativos informan de años de sequía. Cada punto representa la fecha de llegada promedio anual para España entre 1945 y 2004. La línea roja muestra la recta de regresión ajustada (r = -0.643, p < 0.001).

Fuente: Elaborado a partir de Gordo (2006).

pinto (*Sturnus vulgaris*), cuyos contingentes centro y norte europeos vienen a la cuenca mediterránea a pasar el invierno. Entre 1950 y 2000, el estornino ha adelantado su llegada en otoño más de 20 días, mientras que el zorzal lo ha hecho, tan sólo una semana (Gordo & Sanz 2005). Sin embargo, en la emigración primaveral es el zorzal el que mostró el cambio más acusado, pudiéndosele ver, en la actualidad, 20 días más tarde de lo que era normal a mediados del siglo XX. El estornino sólo ha adelantado su emigración en torno a una semana. El resultado en ambas especies ha sido un notable aumento en el periodo de estancia invernal (Fig. 5). En ninguna de las especies tales tendencias parecen estar relacionadas con el clima. Quizá cambios en el calendario de la recogida de frutos, que son importantes en la dieta de estas especies, como es la aceituna, han favorecido la prolongación del periodo de invernada (Gordo & Sanz 2005).

Figura 4.

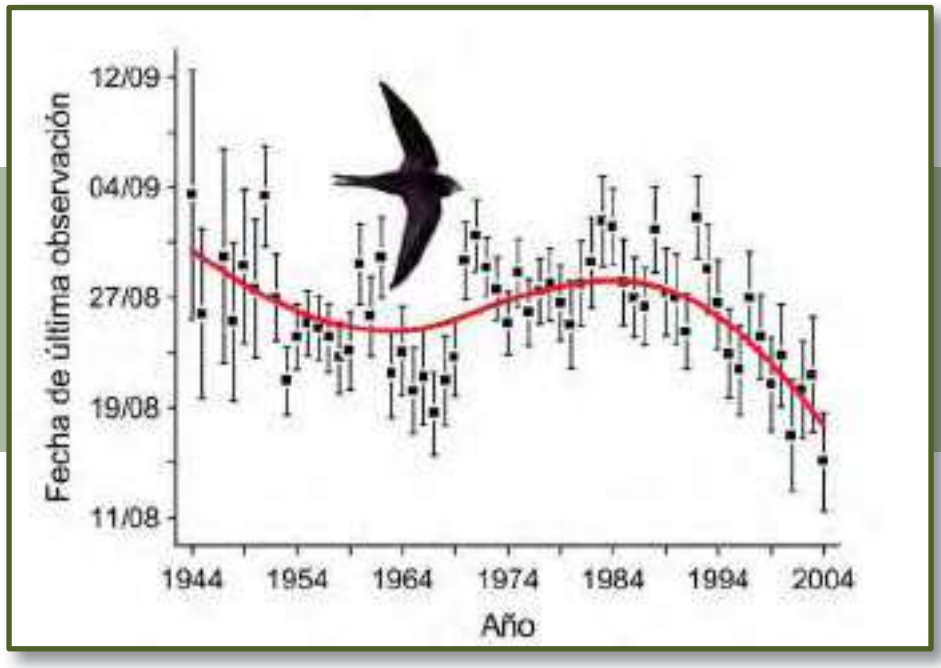


Figura 4. Evolución temporal de la fecha de emigración del vencejo en España entre 1944 y 2004. Cada punto es el promedio anual a nivel estatal. Las barras marcan el error estándar. La línea roja representa una tendencia suavizada.

Fuente: Elaborado a partir de Gordo & Sanz (2006).

Figura 5.

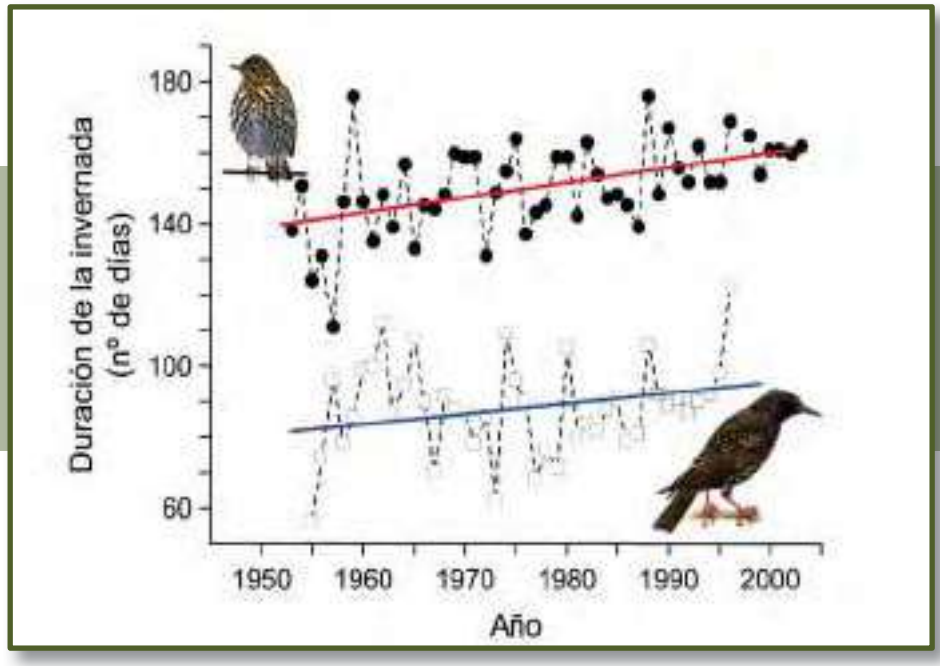


Figura 5. Evolución temporal del intervalo entre la fecha de llegada y de emigración del zorzal y el estornino en Tortosa entre 1953 y 2003. La línea roja representa la recta de regresión para el zorzal ($r = 0.438$, $p = 0.003$), y la azul para el estornino ($r = 0.260$, $p = 0.092$).

Fuente: Elaborado a partir de Gordo & Sanz (2005).

Recomendaciones para la adaptación

Tanto los fenómenos de plasticidad comportamental como los cambios microevolutivos dependen en última instancia de una elevada diversidad genética que garantice suficiente variabilidad en todos los rasgos que caracterizan el comportamiento migratorio (y la fenología sería uno de ellos). Si existe una amplia variabilidad fenotípica en las poblaciones, cabe esperar que éstas sean capaces de adaptarse por sí mismas a los nuevos escenarios climáticos. La mejor manera de garantizar esto es promoviendo medidas de conservación que faciliten la existencia de poblaciones de aves con abundancias elevadas.

Las aves migratorias tienen la peculiaridad de vivir en sitios diferentes durante cada fase de su ciclo de vida anual. Esto obliga a tomar medidas de gestión y conservación en todos estos lugares. Por tanto, garantizar la conservación de las poblaciones reproductoras en Europa es un primer paso imprescindible, pero que puede tener escasa efectividad si persisten los factores que causan una elevada mortalidad durante el viaje migratorio y/o en las zonas de invernada. Las áreas de distribución de las aves migratorias transcienden las fronteras políticas, lo que nos debería obligar a pensar y actuar a escala internacional, si pretendemos que sean verdaderamente eficaces los planes de acción para su conservación.

Un pilar esencial para la conservación de la biodiversidad es fomentar la educación y concienciación ambiental en la sociedad. En este sentido, aves y fenología, forman un tándem idóneo para dar a conocer los impactos del cambio climático en los seres vivos. Por un lado, las aves son, por lo general, muy conspicuas, lo que explicaría porque es uno de los grupos animales que más atrae el interés de la ciudadanía (Booney et al. 2009, Silvertown 2009). Por ejemplo, la Sociedad Española de Ornitología cuenta con más de 12.000 socios en la actualidad, lo que la sitúa como la cuarta ONG relacionada con el medio ambiente más numerosa de nuestro país. Las aves, por tanto, son un vehículo excelente para concienciar a la ciudadanía sobre problemas medioambientales. Por otro lado, la fenología está considerada como uno de los bioindicadores más sensible y fiable del impacto del cambio climático (Gordo 2007a). Por tanto, ahora más que nunca, los estudios fenológicos son imprescindibles. Dada su simplicidad (tan solo hace falta observar como discurre el ciclo de los animales y plantas que nos rodean), estos estudios se pueden implantar fácilmente a escala nacional, ya que cualquier ciudadano puede convertirse potencialmente en un observador y, por tanto, en una valiosa fuente de datos fenológicos. Este hecho da un valor añadido a los estudios fenológicos, al hacer partícipe directo al ciudadano en estudios científicos que nos van a permitir obtener respuestas como las mostradas anteriormente. El resultado es que la transferencia de conocimiento a la sociedad es mucho más eficaz. Si la ciudadanía conoce de primera mano los impactos del cambio climático, va a ser mucho más fácil fomentar e implantar medidas para su mitigación. La mayoría de países de nuestro entorno (p. ej. Reino Unido, Alemania, Suiza, Holanda, etc.) están relanzando o, directamente, creando redes fenológicas como parte de sus estrategias nacionales de lucha contra el cambio climático (Hutson & Keatley 2010). En España, paradójicamente, la red fenológica, después de siete décadas de fructífero servicio parece abocada inevitablemente a su extinción, debido a la falta de observadores voluntarios y de apoyo por parte de los organismos públicos responsables en la actualidad. Se recomienda revertir esta nefasta tendencia, ya que la red fenológica estatal debería considerarse una pieza importante en la estrategia española para la adaptación al cambio climático.

Material suplementario

La fenología de los seres vivos ha sido tradicionalmente usada como un método fiable para determinar el paso de las estaciones. Esto hace que existan registros de la fecha en que se produjeron ciertos eventos fenológicos desde hace siglos (Gordo 2007a, Hutson & Keatley 2010). En España, los estudios fenológicos con cierto carácter sistemático se inician a principios del siglo XX, aunque desgraciadamente han sobrevivido escasísimos testimonios de aquella época (p.ej. Gordo & Sanz 2005), ya que la mayoría se destruyeron durante la Guerra Civil.

En los años 40, el Servicio Nacional de Meteorología (actual AEMET) puso en marcha una red de observadores fenológicos voluntarios a nivel estatal. Esta red se creó siguiendo unos protocolos muy similares a los que ya se aplicaban, desde hacía décadas, en redes fenológicas similares coordinadas por los servicios meteorológicos de países como el Reino Unido o Alemania, si bien se adaptaron a las especies más abundantes y populares en nuestro país (Gordo 2007a).

Los observadores disponían de unas instrucciones precisas sobre cómo efectuar las observaciones fenológicas (Anónimo 1943), lo que ha garantizado una gran homogeneidad de los datos tomados hasta la fecha. El protocolo es realmente simple, pues el requisito principal es simplemente prestar cierta atención a los animales y plantas del entorno y registrar la fecha en que se producen ciertos eventos, tales como la llegada de las aves migratorias, el inicio de la floración, la aparición de las primeras hojas, etc. Éste quizá es el secreto para el éxito de las redes fenológicas, pues el esfuerzo se ha de dirigir simplemente en coordinar y garantizar unos estándares de funcionamiento comunes a los cientos de voluntarios implicados. Los estudios fenológicos tradicionales destacan por la escasa inversión necesaria para recopilar ingentes cantidades de datos que, como se ha mostrado anteriormente, son sumamente útiles para evaluar los impactos del cambio climático en los seres vivos (Gordo 2007a).

La red fenológica anotaba la fenología migratoria de cinco aves muy comunes, que son: golondrina, vencejo, cigüeña, cuco y ruiseñor. En concreto se registraba la fecha de primera llegada, esto es el día que se advirtió por primera vez la especie en una localidad, tanto mediante detección visual como a partir del canto escuchado. También se registró la fecha de emigración, esto es el día que se produce la última observación (sólo disponible en golondrina, vencejo y cigüeña). En total, existen unas 44.000 observaciones de este tipo repartidas en más de mil localidades españolas para el periodo 1943-2004 (Gordo 2006).

Mediante regresión múltiple con polinomios se estudiaron las tendencias temporales a lo largo de las seis décadas en las que se registró la fenología de las cinco especies a nivel de España (Gordo & Sanz 2006). Además, se estudió el efecto del clima sobre la variabilidad interanual observable en las fechas de llegada y emigración. En el caso de las fechas de llegada se estudió cómo afecta, por un lado, la temperatura en primavera en la península ibérica y, por otro, las condiciones climáticas y ecológicas en las principales zonas de invernada y paso de África (Gordo & Sanz 2006, Gordo & Sanz 2008). En el caso de las fechas de última observación, se intentó discernir si la decisión de abandonar la península dependía más bien de los efectos inmediatos del clima en otoño o si podía estar mediada por cómo se habían desarrollado los eventos previos del ciclo de los individuos, es decir, su llegada y reproducción (Gordo & Sanz 2006).

Los estudios basados en los datos de la red fenológica han sido clave para obtener respuestas a nivel estatal, pero no podemos olvidar ciertos estudios a nivel local que han permitido ampliar la información que disponemos sobre la respuesta fenológica al cambio climático a otras especies de aves y para el resto del siglo XX. En Cardedeu y Tortosa los protocolos de observación fueron los mismos que los descritos anteriormente para la red estatal de fenología (Gordo et al. 2005, Gordo & Sanz 2005). En todos los casos, las series temporales de registros se analizaron mediante regresión múltiple, usando el año como predictor, pudiéndose incluir también, cuando era estadísticamente significativo, el término cuadrático del año, todo ello con objeto de modelizar patrones temporales no lineales de las variables fenológicas estudiadas. En todos estos estudios, también se analizó el efecto del clima mediante regresiones múltiples con las variables de temperatura y precipitación más adecuadas a cada especie y evento (Gordo et al. 2005, Gordo & Sanz 2005).

Referencias bibliográficas

Anónimo (1943) *Atlas de plantas para las observaciones fenológicas*. Servicio Meteorológico Nacional, Madrid

Beebee TJC (1995) Amphibian breeding and climate. *Nature* 374:219-220

Blondel J, Aronson J (1999) *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Cambridge University Press, Cambridge

Bonney R, Cooper CB, Dickinson J, Kelling S, Phillips T, Rosenberg KV, Shirk J (2009). Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience*, 59:977-984

Crick HQP, Sparks TH (1999) Climate change related to egg-laying trends. *Nature* 399:423-424

Gordo O (2006) *Spatial and temporal migratory patterns of trans-Saharan birds in the Iberian Peninsula*. Universitat de Barcelona, Barcelona

Gordo O (2007a) La fenología nos alerta del cambio climático. *Quercus* 253:36-41

Gordo O (2007b) Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. *Climate Research* 35:37-58

Gordo O (2009) Cambio climático y avifauna en el Mediterráneo. En: Barriocanal C, Varga D, Vila J, editores. *Canvi Ambiental Global.* Documentia Universitaria, Girona. pp 67-90

Gordo O, Brotons L, Ferrer X, Comas P (2005) Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? *Global Change Biology* 11:12-21

Gordo O, Doi H (2012a) Drivers of population variability in phenological responses to climate change in Japanese birds. *Climate Research* 54:95-112

Gordo O, Doi H (2012b) Spring phenology delays in an insular subtropical songbird: is response to climate change constrained by population size?. *Journal of Ornithology*, 153:355-366

Gordo O, Sanz JJ (2005) Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* 146:484-495

Gordo O, Sanz JJ (2006) Climate change and bird phenology: a long-term study in the Iberian Peninsula. *Global Change Biology* 12:1993-2004

Gordo O, Sanz JJ (2008) The relative importance of conditions in wintering and passage areas on spring arrival dates: the case of long-distance Iberian migrants. *Journal of Ornithology* 149:199-210

Hewitt GM (2011) Mediterranean peninsulas: the evolution of hotspots. En: Zachos FE, Habel JC, editors. *Biodiversity hotspots*. Springer, Berlin. pp. 123-147

Hulme M, Doherty R, Ngara T, New M, Lister D (2001) African climate change: 1900–2100. *Climate Research* 17:145–168

Hudson IL, Keatley MR (2010) *Phenological research: methods for environmental and climate change analysis*. Springer, Heidelberg

Jonzén N, Lindén A, Ergon T, Knudsen E, Vik JO, Rubolini D, Piacentini D, Brinch C, Spina F, Karlsson L, Stervander M, Andersson A, Waldenström J, Lehikoinen A, Edvardsen E, Solvang R, Stenseth NC (2006) Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science* 312:1959-1961

Kanyamibwa S, Bairlein F, Schierer A (1993). Comparison of survival rates between populations of the White Stork *Ciconia ciconia* in central Europe. *Ornis Scandinavica* 24:297-302

Knudsen E, Lindén A, Both C, Jonzén N, Pulido F, Saino N, Sutherland WJ, Bach LA, Coppack T, Ergon T, Gienapp P, Gill JA, Gordo O, Hedenström A, Lehikoinen E, Marra PP, Møller AP, Nilsson ALK, Péron G, Ranta E, Rubolini D, Sparks TH, Spina F, Studds CE, Sæther SA, Tryjanowski P, Stenseth NC (2011) Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biological Reviews* 86:928-946

Lehikoinen E, Sparks TH (2010) Bird migration. En: Møller AP, Fiedler W, Berthold P, editores. *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford. pp 89-112

Lehikoinen E, Sparks TH, Zalakevicius M (2004) Arrival and departure dates. *Advances in Ecological Research* 35:1-31

Máñez M, Tortosa FS, Barcell M, Garrido H. (1994) La invernada de la cigüeña blanca en el suroeste de España. *Quercus* 105:10-12

Menzel A, Fabian P (1999) Growing season extended in Europe. *Nature* 397:659

Menzel A, Sparks TH, Estrella N, Koch E, Aasa A, Ahas R, Alm-Küber K, Bissolli P, Braslavská O, Briede A, Chmielewski FM, Crepinsek Z, Curnel Y, Dahl Å, Defila C, Donnelly A, Filella I, Jatczak K, Måge F, Mestre A, Nordli Ø, Peñuelas J, Pirinen P, Remisová V, Scheifinger H, Striz M, Wielgolaski FE, Zach S, Zust A (2006) European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858

Newton I (2008) *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press, London

Nicholson SE, Davenport ML, Malo AR (1990) A comparison of the vegetation response to rainfall in the Sahel and east Africa, using normalized difference vegetation index from NOAA AVHRR. *Climatic Change* 17:209–241

Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637-669

Peñuelas J, Filella I, Comas P (2002) Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8:531–544

Potti J (2009). Advanced breeding dates in relation to recent climate warming in a Mediterranean montane population of Blue Tits *Cyanistes caeruleus*. *Journal of Ornithology* 150:893-901

Pulido F, Berthold P (2010) Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 107:7341-7346

Rosenzweig C, Karoly D, Vicarelli M, Neofotis P, Wu Q, Casassa G, Menzel A, Root TL, Estrella N, Seguin B, Tryjanowski P, Liu C, Rawlins S, Imeson A (2008) Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 435:353-357

Rubolini D, Møller AP, Rainio K, Lehikoinen E (2007) Intraspecific consistency and geographic variability in temporal trends of spring migration phenology among European bird species. *Climate Research* 35:135-146

Silvertown J (2009) A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution*, 24:467-471

Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Miller HL (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Sokolov LV, Markovets MY, Shapoval AP, Morozov YG (1998) Long-term trends in the timing of spring migration of passerines on the Courish Spit of the Baltic Sea. *Avian Ecology and Behaviour* 1:1–21

Sparks TH, Yates TJ (1997) The effect of spring temperature on the appearance dates of British butterflies 1883-1993. *Ecography* 20:368-374

Zeng N (2003) Drought in Sahel. *Science* 302:999-1000

Zwarts L, Bijlsma RG, van der Kamp J, Wymenga E (2009) *Living on the Edge: wetlands and birds in a changing Sahel*. KNNV Publishing, Zeist

J. Pérez-Tris*, R. Carbonell, I. de la Hera, A. Ramírez, J.L. Tellería

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad Complutense de Madrid. José Antonio Novais 2, 28040 Madrid.
**Correo electrónico: jperez@bio.ucm.es*

10 Conservación de poblaciones singulares ante el cambio climático: el caso de las currucas capirotadas ibéricas

Resultados clave

- La conservación de la diversidad requiere la preservación de los elementos singulares del acervo genético de las especies.
- Utilizando las currucas capirotadas *Sylvia atricapilla* ibéricas como ejemplo, exponemos las diferencias morfológicas, genéticas y comportamentales entre las poblaciones sedentarias del sur ibérico y las poblaciones migradoras del centro y norte de la península.
- Los modelos de distribución futura de las especies no suelen tener en cuenta las diferencias inter-poblaciones, por lo que pueden infravalorar la importancia del hábitat de poblaciones que, a pesar de ser pequeñas y muy localizadas, atesoran gran parte de la diversidad genética de las especies.

Contexto

Durante las últimas décadas asistimos a importantes cambios en la distribución y abundancia de multitud de especies mediterráneas. Mientras algunas especies típicamente africanas se expanden hacia el norte, favorecidas por la creciente aridificación de los ambientes mediterráneos, otras encuentran dificultades para su mantenimiento en esas áreas, o previsiblemente las encontrarán en un futuro no muy lejano, debido a problemas relacionados con el incremento de la aridez en bosques cuyas comunidades de aves incluyen una alta representación de especies adaptadas a ambientes frescos y húmedos (Santos & Tellería 1995, Araújo et al. 2011). Los Modelos de Distribución de Especies (MDE), apoyados en sus preferencias de hábitat actuales y en las previsiones de cambio climático bajo diferentes escenarios de desarrollo socioeconómico, anticipan cambios mucho mayores a lo largo del siglo XXI (Huntley et al. 2008). Concretamente, para muchas especies mediterráneas se espera un desplazamiento hacia el Norte de su óptimo ecológico (el tipo de hábitat donde la especie encuentra condiciones ideales para su establecimiento; Araújo et al. 2011). Las implicaciones demográficas de estos cambios son difíciles de predecir con detalle, y previsiblemente dependerán de la capacidad de adaptación de cada especie a los cambios ambientales que los datos auguran (Møller et al. 2008).

El fundamento conceptual de los MDE es la llamada hipótesis del nicho (Brown 1995, Elith & Leathwick 2009). Si dejamos a un lado los condicionantes históricos de la distribución de las especies (las restricciones sobre sus posibilidades de dispersión o colonización que explican, por ejemplo, que la mayoría de los taxones muestren más especies endémicas que cosmopolitas), esperamos encontrar una especie allí donde las condiciones bióticas y abióticas permitan su mantenimiento (Lomolino et al. 2010). Sin embargo, la calidad del hábitat no es homogénea a lo largo de la distribución de ninguna especie: algunas áreas son óptimas, favoreciendo el sostenimiento de sus poblaciones, pero otras son de peor calidad. En un contexto geográfico explícito, estas variaciones configuran la estructura de las áreas de distribución de las especies: los cambios ambientales relacionados con la latitud, la altitud o la continentalidad producen gradientes de calidad de hábitat progresivamente decreciente desde el interior de la distribución de la especie (donde ésta típicamente encuentra su óptimo ecológico) hacia la periferia. Cuando el deterioro de la calidad del hábitat es tan acentuado que la persistencia de la especie deja de ser posible, ésta empieza a ser incapaz de sostener sus poblaciones sin ayuda de la inmigración, alcanzando finalmente el borde de su distribución (Kirkpatrick & Barton 1997).

Si identificamos las variables que mejor explican la calidad del hábitat y sus variaciones a lo largo de la distribución de una especie, podremos diferenciar áreas óptimas y subóptimas, y predecir dónde encontraremos las poblaciones más boyantes de acuerdo con la distribución esperada de los hábitats más favorables asumiendo diferentes escenarios de cambio climático (Elith & Leathwick 2009, véase una aplicación práctica en Araújo et al. 2011). Sin embargo, este planteamiento pasa por alto un hecho importante: la heterogeneidad de las poblaciones. Las especies no conforman entidades invariables a lo largo de sus áreas de distribución, sino que muestran singularidades locales relacionadas con vicisitudes históricas (cambios demográficos, aislamiento, etc.) y con la adaptación a diferentes tipos de ambiente. A pesar de que la heterogeneidad poblacional es un fenómeno relevante desde los puntos de vista ecológico, evolutivo y conservacionista (Crandall et al. 2000), rara vez se la considera al hacer predicciones sobre la distribución futura de las especies como consecuencia del cambio climático (Araújo & Guisan 2006, Peterson 2006).

Desde una perspectiva conservacionista, la heterogeneidad poblacional es importante por dos motivos. En primer lugar, porque la conservación de la biodiversidad en toda su integridad no puede lograrse si no se preservan las entidades que, sumando singularidades, conforman la diversidad de las especies (Moritz 1994). Y en segundo lugar, porque la existencia de variantes locales constituye uno de los principales reservorios de variabilidad genética de las especies, de cuyo mantenimiento puede depender su viabilidad a largo plazo en un mundo sujeto a cambios ambientales (Crandall et al. 2000). Sin embargo, la existencia de poblaciones singulares, adaptadas a condiciones locales diferentes de las del centro de la distribución de las especies, supone un importante reto a la hora de modelizar la distribución futura de las especies en un escenario de cambio climático, ya que exige el desarrollo de modelos específicos que tengan en cuenta las preferencias de hábitat particulares de cada población (Araújo & Guisan 2006, Peterson 2006).

Un ejemplo de poblaciones singulares de especies ampliamente distribuidas lo encontramos en las aves forestales europeas cuando se presentan en ambientes mediterráneos. Estas especies muestran distribuciones más fragmentadas y menor abundancia local a medida que se adentran en el gradiente de aridez ambiental creciente del Mediterráneo (Tellería & Santos 1993, Santos & Tellería 1995, Ramírez & Tellería 2003). Sin embargo, su abundancia vuelve a repuntar en lugares donde las condiciones ambientales favorecen el desarrollo de bosques húmedos. En la península ibérica, la curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*) es un ejemplo paradigmático de este patrón, con una distribución amplia en el norte, poblaciones escasas y fragmentadas en la meseta sur, y repunte de la abundancia en las sierras del extremo meridional peninsular, en el área del estrecho de Gibraltar (Carbonell 2003).

En este trabajo describimos una línea de investigación que nos ha permitido ilustrar la singularidad de las poblaciones sedentarias de currucas capirotadas del área del estrecho de Gibraltar, en un contexto geográfico dominado por la distribución actual de las currucas migradoras por toda Europa. Es importante destacar que la mayor parte de las poblaciones de currucas europeas son descendientes de las que colonizaron el continente mediante su expansión postglacial desde refugios mediterráneos (Pérez-Tris et al. 2004), un escenario que puede tener importantes implicaciones en relación con la conservación de esta especie -y de otras con distribución similar- en un contexto de cambio climático. Sobre la base de este ejemplo, argumentaremos acerca de las posibles limitaciones de la aplicación de los MDE como herramientas de conservación a largo plazo de las especies subdivididas en poblaciones evolutiva y ecológicamente singulares, e intentaremos anticipar algunas soluciones a dichos problemas. Concretamente, un muestreo aleatorio de localidades ocupadas actualmente por la especie (recomendable para el desarrollo de modelos de distribución; Araújo & Guisan 2006, Peterson 2006) dejaría infrarrepresentadas esas poblaciones singulares, de distribución limitada pero con enorme protagonismo en la historia de cambios de distribución de la especie en el pasado, y por ello importantes para la preservación del acervo genético de la especie en un futuro transformado por el cambio climático.

Resultados y discusión

La curruca capirotada es una especie típicamente eurosiberiana, cuya distribución actual es la consecuencia de la expansión postglacial hacia el norte de las poblaciones que resistieron refugiadas en enclaves mediterráneos durante los periodos más fríos del Pleistoceno (Pérez-Tris et al. 2004). Durante este proceso, las poblaciones norteñas adquirieron su comportamiento migratorio actual, una estrategia eficiente de explotación de ambientes altamente productivos en época de cría pero inhabitables en invierno (Pérez-Tris & Tellería 2002a). Las poblaciones migradoras de curruca capirotada ocupan hoy prácticamente toda Europa continental (y secundariamente han colonizado los archipiélagos de la Macaronesia, donde sus descendientes son sedentarios; Pérez-Tris et al. 2004), mientras que las sedentarias habitan las escasas áreas forestales del Mediterráneo más meridional, donde la especie alcanza el borde de su distribución. Estas poblaciones marginales, presentes en localidades atípicas de la distribución actual de la especie, muestran evidencias de singularidad. Por ello, su existencia plantea un reto a la hora de modelizar la calidad del hábitat y su posible cambio futuro para el conjunto de la especie.

La historia evolutiva de las currucas europeas ha producido marcadas diferencias biológicas en un tiempo muy corto. Nuestro análisis de la filogeografía a base de marcadores neutrales (secuencias de DNA mitocondrial) de esta especie muestra que menos del 4% de su variación genética se debe a diferencias entre poblaciones. Esa pequeña diferencia es atribuible a la divergencia, posiblemente en refugios pleistocénicos diferentes, de los ancestros de las poblaciones occidentales y orientales europeas, separadas por una divisoria migratoria (Pérez-Tris et al. 2004). En el lado occidental de esa divisoria, las currucas forman una unidad genética prácticamente homogénea, con poblaciones migradoras en el norte y sedentarias en el sur y en las islas oceánicas (Canarias y Madeira). La única excepción identificable la constituyen las poblaciones del Campo de Gibraltar, que, con su mayor diversidad haplotípica y sus signos de diferenciación genética de otras poblaciones, surgen como un elemento singular, candidato a representar a los descendientes de

las poblaciones que persistieron refugiadas durante la última glaciación en la misma zona (en unos bosques que, después de todo, han cambiado poco durante la segunda mitad del Pleistoceno; Mai 1989).

Como apoyo de la diferenciación ecológica -y no sólo histórica- de las poblaciones gaditanas de curruca capirotada, el mantenimiento de su diferenciación conductual habla por sí solo: son sedentarias. Sin embargo, el comportamiento migratorio puede cambiar muy rápidamente en la curruca capirotada (Pulido & Berthold 2010), por lo que para comprender el alcance de su diferenciación es necesario atender a otros rasgos. Nuestra investigación de las consecuencias ecológicas y evolutivas de la diversidad de comportamientos migratorios en esta especie ha permitido comprobar que dicha variación, a pesar de su origen histórico reciente (Pérez-Tris et al. 2004), lleva asociado un cambio de la morfología de las aves compatible con un proceso de selección disruptiva a favor de rasgos que reducen los costes del vuelo sostenido (alas largas y apuntadas y menor tamaño corporal en poblaciones migradoras) o que favorecen la maniobrabilidad (alas cortas y redondeadas) y la defensa del territorio durante todo el año (tamaño corporal grande) en las sedentarias (Tellería & Carbonell 1999, Pérez-Tris & Tellería 2001; ver Figura 1). Existen evidencias de que estos rasgos podrían haber favorecido la persistencia de las poblaciones sedentarias a pesar de su competencia invernal con las numerosas currucas migradoras que ocupan sus hábitats cada año, y que

Figura 1

Figura 1. La singularidad de las poblaciones sedentarias de curruca capirotada del área del estrecho de Gibraltar se pone de manifiesto por su diferenciación morfológica con las migradoras que pasan el invierno en sus territorios de cría. La fotografía, tomada en el Parque Natural de Los Alcornocales en enero de 2005, muestra un individuo sedentario (el macho de la izquierda) y uno migrador (la hembra de la derecha). Se indican los rasgos del aparato volador que mejor indican las diferencias morfológicas: longitud del ala (rojo), apuntamiento del ala (naranja) y longitud de la cola (amarillo).

Fuente: Roberto Carbonell.

consumen los mismos recursos (Pérez-Tris & Tellería 2002b, Tellería & Pérez-Tris 2003, Tellería et al. 2008, 2012, 2013a).

Además de mostrar diferencias morfológicas, las poblaciones migradoras y sedentarias ocupan diferentes posiciones en el gradiente rápido-lento de estrategias vitales (Flatt & Heyland 2012). A escala peninsular, el análisis de la variación de su tamaño de puesta y de su longevidad indica que las poblaciones migradoras dedican una mayor inversión a cada intento de reproducción pero tienen menor esperanza de vida; en otras palabras, tienen una estrategia vital más rápida (Pérez-Tris & Tellería 2002a). Por otra parte, el ciclo vital de las currucas migradoras se ve sometido a importantes restricciones temporales, que condicionan otros aspectos de su biología. Por ejemplo, estas aves deben acomodar su periodo de muda entre la reproducción y la migración, lo cual les resta tiempo para el reemplazo del plumaje. Como consecuencia, su muda es más rápida, y la mayor velocidad de crecimiento de sus plumas lleva asociada, como contrapartida, una reducción en la calidad de su plumaje (De la Hera et al. 2009).

A primera vista pudiera resultar sorprendente que las currucas migradoras tengan plumas de peor calidad que las sedentarias, cuyas necesidades aerodinámicas son evidentemente menores. Concretamente, las plumas de la cola de las currucas migradoras son más ligeras para su tamaño, poniendo en evidencia la incorporación de una menor cantidad de material por unidad de superficie, y ofrecen una menor resistencia a la torsión que las plumas de las sedentarias (De la Hera et al. 2010a,b). Encontramos sin embargo una interpretación plausible para este fenómeno si consideramos que las plumas no sólo sirven para volar, sino que cumplen otras funciones. Concretamente, los machos de curruca capirotada levantan y abren la cola en abanico frente a las hembras antes de la cópula (Cramp 1992), lo que podría servir para indicarles su calidad como posibles parejas. De hecho, existe una correlación negativa entre la carga de ectoparásitos y la calidad de las plumas de las currucas,

que podría permitir a las hembras evaluar el estado de salud o la capacidad de resistencia inmunitaria de los machos atendiendo a su plumaje (Pérez-Tris et al. 2002). En este contexto, las currucas migradoras, al reducir el valor medio de la calidad de sus plumas debido a las restricciones temporales que afrontan durante su muda, podrían acabar invirtiendo menos en una señal poco útil, una posibilidad que se ve apoyada por el análisis de la variación del color de las plumas entre poblaciones: las currucas sedentarias tienen colas más oscuras que las migradoras, posiblemente debido a una menor melanización de las plumas de estas últimas (Bonet 2011). Un apoyo aún mayor para el papel de la señalización en la evolución del plumaje de la curruca capirotada se obtendría si las currucas migratorias fomentasen señales de calidad alternativas, que fuesen menos explotadas por las sedentarias. Y de hecho así ocurre: las currucas migradoras tienen un canto más elaborado que el de las sedentarias, y concretamente mejoran la fracción del canto supuestamente dirigida a la atracción de pareja (el gorjeo inicial), pero no la fracción final del canto (el silbido), que parece desempeñar su función en los conflictos entre los machos (Collins et al. 2009).

El complejo entramado de rasgos morfológicos y ecológicos que distingue a las currucas del sur ibérico de la mayoría de las poblaciones europeas representa su adaptación a un estilo de vida sedentario (Piersma et al. 2005), y va acompañado de su adaptación a la explotación de ambientes mediterráneos mucho menos productivos en primavera y verano que los típicos de una especie eminentemente eurosiberiana. Como consecuencia, mientras que las poblaciones migradoras sí muestran una peor condición física hacia el sur peninsular, a medida que se acercan al borde de su distribución en el Mediterráneo (Carbonell & Tellería 1998, 1999), las sedentarias se encuentran claramente en mejor condición (equivalente a la de poblaciones más norteñas) en sus áreas de cría ubicadas en el extremo sur peninsular (Carbonell et al. 2003). Este resultado, inesperado si se considera la ubicación de estas poblaciones en el borde de la distribución de la especie, cobra sentido si se tiene en cuenta que las currucas sedentarias, como entidad evolutiva singular, están en el centro de su distribución, y en lo que posiblemente ha sido su hábitat durante gran parte del Pleistoceno (de acuerdo con los registros paleoecológicos; Mai 1989). No obstante, cuando las currucas sedentarias ocupan hábitats marginales más secos que las sierras que conforman su hábitat principal, tales como las riberas de los ríos que se adentran en los llanos circundantes, también muestran un deterioro de su condición física, equivalente al experimentado por sus parientes migradoras en el centro peninsular (Carbonell et al. 2003).

En un escenario de calentamiento climático y desertización, que se prevé especialmente acentuado en el sur peninsular, es previsible que las poblaciones sedentarias de currucas se vean especialmente perjudicadas (Araújo et al. 2011), con las implicaciones en términos de pérdida de acervo genético de la especie que tendría el declive de un elemento histórica y ecológicamente singular. Es incierto, y por ello preocupante, que las poblaciones sedentarias puedan rastrear fácilmente el posible desplazamiento hacia el Norte de su óptimo ecológico (como ocurrió en el pasado durante su expansión postglacial), dado que los territorios norteños están ahora ocupados por currucas migradoras (Hewitt 1996). Aparte de la reducción de la eficacia biológica de las aves en un entorno previsiblemente más seco (Carbonell et al. 2003), las poblaciones sedentarias pueden verse amenazadas también por la desaparición progresiva de los hábitats adecuados para la invernada de la especie fuera de las sierras, donde actualmente se concentra la mayoría de los efectivos migratorios invernantes en la región (Tellería & Pérez-Tris 2003, Tellería et al. 2005, 2008, 2012). Dicha alteración podría aumentar la densidad de migrantes en los bosques donde crían las currucas sedentarias, aumentando el impacto sobre éstas de la competencia invernal. Este proceso, posiblemente en marcha ya por la alteración de los hábitats mediante su puesta en cultivo y urbanización (especialmente cerca de la costa; Tellería et al. 2005), puede afectar a muchas otras especies forestales con distribución y diferenciación poblacional similares a las de la curruca capirotada (Tellería et al. 2001, Pérez-Tris et al. 2000a,b). La conservación de los matorrales que rodean las sierras donde crían las poblaciones aquí descritas está garantizada parcialmente por el Parque Natural de El Estrecho, pero la mayoría de estos hábitats se encuentran dispersos por las grandes fincas que rodean el Parque Natural de Los Alcornocales. La preservación de estos matorrales garantizará la existencia de hábitats de invernada capaces de acoger a las poblaciones migradoras de esta y de otras especies frugívoras (Tellería et al. 2005), una medida necesaria para garantizar la persistencia a largo plazo de algunas de nuestras poblaciones más singulares de aves. En cualquier caso, en un escenario de cambio climático, lo que hoy es hábitat óptimo puede dejar de serlo en el futuro. Por esa razón, es prioritario identificar mediante la aplicación de modelos las áreas susceptibles de albergar bosques y matorrales en el futuro, para protegerlas anticipándose a su posible deterioro irreversible, por efectos de la urbanización u otros usos del territorio. Esta visión dinámica de la red de espacios protegidos (Fordham et al. 2013) podría ayudar a preservar estas poblaciones singulares incluso si el cambio climatico desemboca en el deterioro de la calidad de sus hábitats actuales.

Recomendaciones para la adaptación

La comprensión de los problemas actuales y los retos futuros en la conservación de las especies pasa por el desarrollo de modelos capaces de predecir tanto su distribución actual como la esperable en distintos escenarios de cambio climático. En el caso de la curruca capirotada, las poblaciones sedentarias plantean un problema, ya que ocupan hábitats singulares que quedarán mal representados en cualquier muestreo aleatorio de la distribución global de la especie, y que sin embargo acogen elementos importantes para su preservación a largo plazo. Para paliar este problema, es imprescindible conocer la distribución de estas y otras poblaciones singulares y los procesos ecológicos y evolutivos que las afectan. Esto pasa por emprender estudios de caracterización de poblaciones a gran escala, para lo cual puede ser de gran ayuda el establecimiento de una red de seguimiento morfológico de aves, aprovechando el esfuerzo de los anilladores (véase una propuesta en Tellería et al. 2013b). Una vez caracterizada la heterogeneidad poblacional de las especies, convendría hacer predicciones específicas acerca de la distribución de las distintas entidades singulares en diferentes escenarios de cambio climático. Evidentemente, además de anticipar el posible cambio de distribución de los hábitats más favorables para

estas poblaciones singulares, también es importante proteger su hábitat actual, manteniendo la integridad de los procesos ecológicos que allí se desarrollan (como las dinámicas de rastreo espacio-temporal de frutos por las aves invernantes en los bosques y matorrales del sur peninsular en el caso de la curruca capirotada), especialmente si su preservación se ve hipotecada por un desarrollo socioeconómico poco sensible a este tipo de problemas.

Material suplementario

El extremo meridional de la península ibérica alberga algunos de los ambientes más singulares del Mediterráneo occidental. El desarrollo norte-sur de las sierras de esa región, unido a la influencia del océano Atlántico y el mar Mediterráneo por la cercanía del estrecho de Gibraltar, promueven una elevada precipitación anual, lo que favorece el desarrollo de bosques frondosos y el establecimiento de elementos florísticos y faunísticos evolutivamente singulares (con frecuencia relictos) y funcionalmente equivalentes a los típicos de regiones más norteñas (Pérez-Latorre & Cabezudo 2006). En estos bosques, perfectamente representados en el Parque Natural de Los Alcornocales y su entorno (nuestra principal área de estudio en la región; ver Figura 2) es donde habitan las poblaciones sedentarias de curruca capirotada descritas en este trabajo.

Nuestros estudios de la singularidad ecológica y evolutiva de las poblaciones de aves forestales ibéricas han implicado dos aproximaciones complementarias. En primer lugar, hemos comparado las poblaciones sedentarias meridionales con otras migradoras, ubicadas en el norte (en Álava, una localidad representativa del óptimo ecológico de la especie a escala ibérica; Carbonell 2003, Tellería & Santos 1993) y en el centro peninsular (en Guadarrama y Madrid, representantes de hábitats forestales y marginales, respectivamente, en un entorno plenamente mediterráneo). Esta comparación, enfocada como un programa de seguimiento de poblaciones (Tellería et al. 2013b), nos ha permitido caracterizar la variación morfológica de varias especies de aves forestales: cómo cambia el tamaño y proporciones de los individuos, obtenidos a partir de diferentes dimensiones corporales (longitud de tarso, ala, cola y pico, y distancias entre las puntas de las plumas primarias como indicadores del apuntamiento del ala; Tellería & Carbonell 1999, Tellería et al. 2001).

Mediante la aproximación a escala peninsular, también hemos comprobado cómo varía la condición física de las poblaciones de aves ibéricas a medida que sus hábitats se deterioran hacia el borde de la distribución de la especie (Carbonell et al. 1998, 1999, Pérez-Tris et al. 2000a). En esta comparación, hemos prestado especial atención al estado físico de los juveniles, un indicador del éxito reproductivo potencial de la especie en cada localidad (Carbonell et al. 2003). Como principales medidas de condición física, hemos utilizado la asimetría del tarso, la tasa de crecimiento del plumaje (medida mediante la técnica de la ptilocronología, que se basa en la

Figura 2

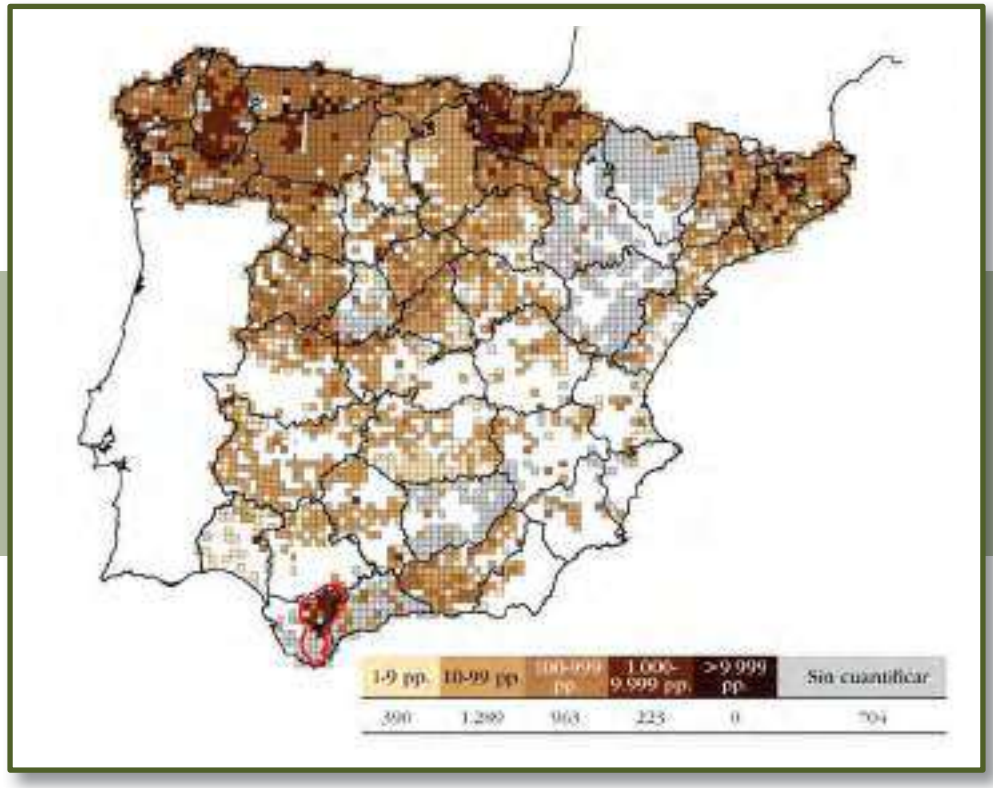


Figura 2. Distribución de la curruca capirotada en la península ibérica, con información de su abundancia en cada cuadrícula muestreada para el Atlas de las aves reproductoras de España 1997-2003. La línea roja, que enmarca el Parque Natural de Los Alcornocales y zonas aledañas, representa la distribución aproximada de las poblaciones sedentarias cuyas características singulares y problemas de conservación se discuten en este trabajo.

Fuente: Modificado de Carbonell (2003).

comparación entre individuos de la anchura de las barras de crecimiento de las plumas de la cola) y el residuo del peso sobre la talla corporal (tanto mayor cuanto mayor es la condición nutricional del individuo). Estas tres medidas reflejan los efectos sobre el fenotipo de las condiciones ambientales experimentadas por las aves en tres momentos diferentes de su desarrollo, respectivamente: durante su crecimiento en el nido (cuando les crecen los tarsos y se manifiesta la asimetría de ese carácter bilateral), en el momento de su emancipación (la cola les crece tras abandonar el nido, por lo que su ritmo de crecimiento refleja la capacidad de las aves de completar su fenotipo rápidamente), y en el momento de su captura (Pérez-Tris et al. 2000a). Dado que la sequía estival avanza a lo largo del periodo cubierto por estos índices de condición física, su análisis conjunto permite un examen detallado de los efectos del deterioro progresivo de la calidad del hábitat sobre una componente relevante de la eficacia biológica de los individuos a lo largo de gradientes ambientales especialmente influenciados por los cambios en la precipitación (Tellería & Santos 1993, Carbonell et al. 2003). Estos análisis de la variación morfológica y de la condición física a escala peninsular los hemos hecho con varias especies de aves forestales de distribución eminentemente eurosiberiana, con resultados similares a los descritos en el texto para la curruca capirotada (Pérez-Tris et al. 2000a, Tellería et al. 2001). Para el análisis de la variación en el canto de la curruca en relación con su comportamiento migratorio, comparamos las poblaciones migradoras de Álava y Guadarrama con las sedentarias del Campo de Gibraltar y Lisboa (Collins et al. 2009), estas últimas aparentemente descendientes de las que iniciaron la colonización de Europa occidental desde sus refugios pleistocénicos ibéricos (Pérez-Tris et al. 2004).

Nuestra segunda aproximación ha consistido en el análisis de las interacciones entre currucas migradoras y sedentarias durante su invernada en simpatría en el Campo de Gibraltar. Para ello, aprovechamos las diferencias morfológicas entre poblaciones ibéricas con diferente comportamiento migratorio para desarrollar funciones discriminantes con las que diferenciar a los individuos de cada tipo en su área de invernada común (Pérez-Tris et al. 1999, 2000b). Una evaluación posterior del método, con más datos e identificando el origen geográfico de las aves mediante análisis de isótopos, ha permitido comprobar que las funciones discriminantes clasifican correctamente a más del 97% de las currucas (De la Hera et al. 2007, 2012). Gracias a esta herramienta, hemos podido comprobar que las poblaciones sedentarias dependen casi exclusivamente del bosque para su mantenimiento durante todo el año, mientras que las poblaciones migradoras ocupan esos hábitats y los matorrales que les rodean casi en igual proporción (Pérez-Tris & Tellería 2002b). Aunque las currucas migradoras son muy hábiles rastreando los frutos que tanto ellas como las sedentarias consumen sin evidencia de preferencias particulares (Tellería & Pérez-Tris 2003, 2007, Tellería et al. 2008, 2013a), la mayor frecuencia de currucas migradoras adultas invernando en los bosques sugiere que éstas también prefieren este tipo de hábitat antes que los matorrales, permitiendo el establecimiento de interacciones ecológicas entre ambos tipos de poblaciones (reparto de microhábitats, explotación de recursos, intercambio de parásitos, etc.; Pérez-Tris & Tellería 2002b, Pérez-Tris & Bensch 2005, Fernández-González et al. 2013, Tellería et al. 2013a).

En un futuro inmediato, necesitamos mejorar nuestro conocimiento de la distribución de las poblaciones singulares de estas y otras especies, y de los procesos ecológicos y evolutivos que las afectan. Afortunadamente, disponemos ya de atlas de distribución a escala peninsular de las especies, que han permitido hacer predicciones acerca de los cambios de su distribución esperables en diferentes escenarios de cambio climático (Araújo et al. 2011). También se está avanzando mucho en este terreno mediante el diseño de estudios biogeográficos específicos (véase, por ejemplo, Tellería et al. 2012, Pérez-Rodríguez et al. 2013, 2014), que permitirán analizar los efectos potenciales del cambio climático no sólo sobre la distribución de las especies, sino también sobre los procesos que las afectan a escala macroecológica.

Referencias bibliográficas

Araújo MB, Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I, Calmaestra R (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2 Fauna de vertebrados.* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid

Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677-1688

Bonet C (2011) *¿Por qué son tan brillantes las currucas capirotadas migratorias?* Trabajo Fin de Máster en Biología Evolutiva. Universidad Complutense de Madrid

Brown JH (1995) *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago

Carbonell R (2003) Curruca Capirotada (*Sylvia atricapilla*). En: Martí R, Del Moral JC, editores. *Atlas de las aves reproductoras de España 1997-2003*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología, Madrid. pp. 484-485

Carbonell R, Pérez-Tris J, Tellería JL (2003) Effects of habitat heterogeneity and local adaptation on the body condition of a forest passerine at the edge of the range. *Biological Journal of the Linnean Society* 79:479-488

Carbonell R, Tellería JL (1998) Increasing asymmetry of tarsus length in three populations of Blackcaps *Sylvia atricapilla* as related to proximity to range boundary. *Ibis* 140:331-333.

Carbonell R, Tellería JL (1999) Feather traits and ptilochronology as indicators of stress in Iberian Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Bird Study* 46:243-248

Collins S, De Kort SR, Pérez-Tris J, Tellería JL (2009) Migration strategy and divergent sexual selection on bird song. *Proceedings of the Royal Society B* 276:585-590

Cramp S (1992*) The Birds of the Western Palearctic. Vol. VI*. Oxford University Press, Oxford

Crandall KA, Bininda-Emonds ORP, Mace GM, Wayne RK (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 15:290-295

De la Hera I, Hedenström A, Pérez-Tris J, Tellería JL (2010a) Variation in the mechanical properties of flight feathers of the blackcap *Sylvia atricapilla* in relation to migration. *Journal of Avian Biology* 41:342-347

De la Hera I, Pérez-Tris J, Tellería JL (2007) Testing the validity of discriminant function analyses based on bird morphology: the case of migratory and sedentary blackcaps (*Sylvia atricapilla*) wintering in southern Iberia. *Ardeola* 54:81-91

De la Hera I, Pérez-Tris J, Tellería JL (2009) Migratory behaviour affects the trade-off between feather growth rate and feather quality in a passerine bird. *Biological Journal of the Linnean Society* 97:98-105

De la Hera I, Pérez-Tris J, Tellería JL (2010b) Migratory behavior and differential resource allocation between wing and tail feathers in a passerine bird. *The Auk* 127:647-652

De la Hera I, Pérez-Tris J, Tellería JL (2012) Habitat distribution of migratory and sedentary blackcaps *Sylvia atricapilla* wintering in southern Iberia: a morphological and biogeochemical approach. *Journal of Avian Biology* 43:333-340

Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:677-697

Fernández-González S, De la Hera I, Pérez-Rodríguez A, Pérez-Tris J (2013) Divergent host phenotypes create opportunities and constraints on the distribution of two wing-dwelling feather mites. *Oikos* 122:1227-1237

Flatt T, Heyland A (2012) *Mechanisms of life history evolution. The genetics and physiology of life history traits and trade-offs*. Oxford University Press, Oxford

Fordham DA, Akçakaya R, Brook BW, Rodríguez A, Alves PC, Civantos E, Triviño M, Watts MJ, Araújo MB (2013) Adapted conservation measures are required to save the Iberian lynx in a changing climate. *Nature Climate Change* 3:899-903

Hewitt GM (1996) Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 58:247-276

Huntley B, Collingham YC, Willis SG, Green RE (2008) Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *PLoS ONE* 3:e1439

Kirkpatrick M, Barton NH (1997) Evolution of a species' range. *American Naturalist* 150:1-23

Lomolino MV, Riddle BR, Whittaker RJ, Brown JH (2010) *Biogeography. 4th Edition*. Sinauer Associates, New York

Mai HD (1989) Development and regional differentiation of the European vegetation during the Tertiary. *Plant Systematics and Evolution* 162:79-91

Møller AP, Rubolini D, Lehikoinen E (2008) Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA* 105:16195-16200

Moritz C (1994) Defining evolutionarily significant units for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 9:373-375

Pérez-Latorre AV, Cabezudo B (2006) Phenomorphology and eco-morphological characters of Rhododendron lauroid forests in the Western Mediterranean (Iberian Peninsula, Spain). *Plant Ecology* 187:227-247

Pérez-Rodríguez A, De la Hera I, Fernández-González S, Pérez-Tris J (2014) Global warming will reshuffle the areas of high prevalence and richness of three genera of avian blood parasites. *Global Change Biology*, 20:2406–2416

Pérez-Rodríguez A, Fernández-González S, De la Hera I, Pérez-Tris J (2013) Finding the appropriate variables to model the distribution of vector-borne parasites with different environmental preferences: climate is not enough. *Global Change Biology* 19:3245-3253

Pérez-Tris J, Bensch S (2005) Dispersal increases local transmission of avian malarial parasites. *Ecology Letters* 8:838-845

Pérez-Tris J, Bensch S, Carbonell R, Helbig AJ, Tellería JL (2004) Historical diversification of migration patterns in a passerine bird. *Evolution* 58:1819-1832

Pérez-Tris J, Carbonell R, Tellería JL (1999) A method for differentiating between sedentary and migratory Blackcaps *Sylvia atricapilla* in wintering areas of Southern Iberia. *Bird Study* 46:299-304

Pérez-Tris J, Carbonell R, Tellería JL (2000a) Abundance distribution, morphological variation, and juvenile condition of robins *Erithacus rubecula* (L.) in their Mediterranean range boundary. *Journal of Biogeography* 27:879-888

Pérez-Tris J, Carbonell R, Tellería JL (2000b) Identificación e importancia poblacional de los Petirrojos locales *Erithacus rubecula* durante la invernada en el sur de España. *Ardeola* 47:9-18

Pérez-Tris J, Carbonell R, Tellería JL (2002) Parasites and the blackcap's tail: implications for the evolution of feather ornaments. *Biological Journal of the Linnean Society* 76:481-492

Pérez-Tris J, Tellería JL (2001) Age-related variation in wing morphology of migratory and sedentary blackcaps, *Sylvia atricapilla*. *Journal of Avian Biology* 32:207-213

Pérez-Tris J, Tellería JL (2002a) Regional variation in seasonality affects migratory behaviour and life-history traits of two Mediterranean passerines. *Acta Oecologica* 23:13-21

Pérez-Tris J, Tellería JL (2002b) Migratory and sedentary blackcaps in sympatric non-breeding grounds: implications for the evolution of avian migration. *Journal of Animal Ecology* 71:211-224

Peterson AT (2006) Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3:59-72

Piersma T, Pérez-Tris J, Mouritsen H, Bauchinger U, Bairlein F (2005) Is there a 'migratory syndrome' common to all migrant birds? *Annals of the New York Academy of Sciences* 1046:282-293

Pulido F, Berthold P (2010) Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA* 107:7341-7346

Ramírez A, Tellería JL (2003) Efectos geográficos y ambientales sobre la distribución de las aves forestales ibéricas. *Graellsia* 59:219-231

Santos T, Tellería JL (1995) Global environmental change and the future of Mediterranean forest avifauna. En: Moreno JM, Oechel WC, editors. *Global Change and Mediterranean Type Ecosystems*. Springer, New York. Pp. 457-470

Tellería JL, Blázquez M, De la Hera I, Pérez-Tris J (2013a) Migratory and resident Blackcaps *Sylvia atricapilla* wintering in southern Spain show no resource partitioning. *Ibis* 151:750-761

Tellería JL, Carbonell R (1999) Morphometric variation of five Iberian Blackcap (*Sylvia atricapilla*) populations. *Journal of Avian Biology* 30:63-71

Tellería JL, De la Hera I, Pérez-Tris J (2013b) Morphological variation as a tool for monitoring bird populations: a review. *Ardeola* 60:191-224

Tellería JL, Pérez-Tris J (2003) Seasonal distribution of a migratory bird: effects of local and regional resource tracking. *Journal of Biogeography* 30:1583-1591

Tellería JL, Pérez-Tris J (2007) Habitat effects on resource tracking ability: do wintering blackcaps track fruit availability? *Ibis* 149:18-25

Tellería JL, Pérez-Tris J, Carbonell R (2001) Seasonal changes in abundance and flight-related morphology reveal different migration patterns in Iberian forest passerines. *Ardeola* 48:27-46

Tellería JL, Ramírez A, Pérez-Tris J (2005) Conservation of seed-dispersing migrant birds in Mediterranean habitats: shedding light on patterns to preserve processes. *Biological Conservation* 124:493-502

Tellería JL, Ramírez A, Pérez-Tris J (2008) Fruit tracking between sites and years by birds in Mediterranean wintering grounds. *Ecography* 31:381-388

Tellería JL, Santos T (1993) Distributional patterns of insectivorous passerines in the Iberian forests: does abundance decrease near the border? *Journal of Biogeography* 20:235-240

Tellería JL, Santos T, Refoyo P, Muñoz J (2012) Use of ring recoveries to predict habitat suitability in small passerines. *Diversity and Distributions* 18:1130-1138

V.M. Ortuño

Departamento de Ciencias de la Vida. Facultad de Biología, Ciencias Ambientales y Química. Universidad de Alcalá. A.P. 20 Campus Universitario. E-28805 - Alcalá de Henares. Madrid. Spain.

Correo electrónico: vicente.ortuno@uah.es

11 Los Artrópodos en el contexto del bosque como refugio climático

Resultados clave

- La península ibérica reúne un importante elenco de artrópodos, muchos de los cuáles son especies relictas que acompañan a las masas forestales en su aventura de supervivencia.

- Se distinguen tres comunidades de artrópodos forestales: las especies fitófagas, las especies depredadoras arborícolas, y las especies propias del suelo forestal. Las dos primeras tienen comprometido su futuro al destino del bosque que las asila, mientras que una parte de la fauna del suelo podría encontrar una alternativa de supervivencia, ante la desaparición de la cubierta arbórea, colonizando el medio hipogeo.

- La presión antrópica y los cambios climáticos se revelan como las grandes amenazas de los hábitats forestales, alterando la superficie forestal, su composición y estructura. Por otro lado, hay que ser cautos con algunas políticas de "sanidad vegetal" que pueden ejercer un efecto debilitador de la biodiversidad.

Contexto

La entomología forestal ha estado dedicada, durante gran parte de su historia y desarrollo, al estudio de las especies consideradas dañinas para el bosque, así como a la investigación y perfeccionamiento de los métodos de lucha. Sin embargo, desde hace unas décadas se amplió el horizonte de estudio científico, dedicando atención a la biología y ecología del conjunto de los artrópodos forestales con el fin de desentrañar el papel que juegan en el funcionamiento de estos complejos ecosistemas (Dajoz 2001). No sólo los datos que se manejan actualmente relacionan el medio forestal con una elevada diversidad animal, sino que existen claras evidencias de ello desde tiempos remotos, tal y como prueba el registro fósil (Retallack 1997).

El tapiz vegetal de la cuenca mediterránea, según lo reconocemos actualmente, en su mayor parte tiene su origen en dos factores históricos. El primero, de larga trayectoria en el tiempo, fue el efecto de las sucesivas glaciaciones cuaternarias (en Europa, son mejor conocidas, en orden de mayor a menor antigüedad, bajo el nombre de Biber, Donau, Gunz, Mindel, Riss y Würm) y sus correspondientes períodos interglaciares, si bien para evitar controversias científicas, y de nomenclatura, parece más práctico referirnos a la existencia de siete u ocho pulsaciones frías y otras tantas interglaciaciones o pulsaciones cálidas (Arribas 2004). La temperatura media de los períodos glaciares se cree que alcanzó valores de 8ºC menos que en la actualidad y la máxima extensión del hielo cubrió totalmente el norte de Europa, extendiéndose hacia el sur sobre las tierras bajas del centro-norte, llegando hacia el oeste hasta cubrir completamente las Islas Británicas. Se desarrollaron grandes campos de hielo asociados a las principales cadenas montañosas que, en la península ibérica, afectaron a los Pirineos y a otras importantes montañas, incluyendo las más meridionales como por ejemplo Sierra Nevada. Paradójicamente ese frío glaciar proporcionó gran aridez (Arribas 2004) que se tradujo en escasa humedad edáfica en las zonas libres de hielos, y niveles muy bajos de vapor de agua en la atmósfera. Los grandes cambios en las condiciones ambientales produjeron flujos migratorios de las especies vegetales y, asociados a ellas, también de multitud de especies animales. De ahí el importante valor ecológico que tienen los enclaves montanos de moderada altitud, pues en ellos dominan climas frescos que han facilitado la supervivencia de discretas superficies boscosas, pálido recuerdo de lo que antaño fueron extensas áreas forestales. El segundo efecto modelador del tapiz vegetal, éste de

más corto recorrido temporal, es el manejo de los bosques por parte del hombre, propiciando deforestaciones para aprovechamiento maderero y obtención de pastos, desencadenando incendios y, también, facilitando la conservación de áreas boscosas que son manipuladas mediante prácticas de silvicultura y actividades de aclarado (adehesamiento). El resultado final es la existencia de 42 millones de km^2 de bosque (32 % de las tierras emergidas) en la actualidad, de los que aproximadamente sólo un 4% se encuentran en Europa (Dajoz 2001).

En el actual contexto de cambio climático, los ecosistemas forestales afrontan además una serie de impactos que pueden alterar su composición y estructura. Entre estos posibles impactos podemos destacar la retracción del límite de distribución de especies arbóreas situadas en los márgenes de distribución debido al incremento de la aridez (p. ej. Peñuelas et al. 2007). También se pueden dar sustituciones de especies eurosiberianas por mediterráneas en las zonas más secas (Herrero et al. 2013). Otro impacto ya registrado en varias zonas de España es el incremento de la mortalidad en rodales de alta densidad debido a la interacción entre la competencia y las sequías extremas (Vila-Cabrera et al. 2011, Linares et al. 2009). También es posible que ocurra una matorralización de las cotas altitudinales inferiores debido al incremento de la aridez (Matías et al. 2012). Además, en este nuevo escenario climático es muy posible que se incremente la frecuencia de los procesos de decaimiento forestal (disminuciones del crecimiento, defoliaciones y mortalidad) asociados a sequías extremas y cambios en la gestión forestal (Linares et al. 2009, Galiano et al. 2010, Camarero et al. 2011). Sin embargo, también existen mecanismos de resiliencia y compensación demográfica que pueden amortiguar o disminuir estos efectos (Lloret et al. 2012). En suma, el cambio climático altera la composición y estructura de los bosques afectando de esta manera a la fauna que habita en ellos.

Los bosques además de ser utilizados para su explotación y disfrute por parte del ser humano, son ecosistemas que desarrollan funciones múltiples de vital importancia para la vida del planeta (Führer 2000): su presencia protege al suelo contra los efectos de la erosión e inundaciones; contribuye a regular los ciclos hidrológicos; minimiza el calentamiento del suelo por la radiación solar; contribuye a la formación de nubes; modera el clima regional; es pieza clave en la regulación de la cantidad de CO_2 del aire y la producción de biomasa (Montero et al. 2005); y funciona como un rico reservorio de biodiversidad ya que, en general, contienen más especies vegetales y animales que los espacios abiertos. A diferencia de hábitats más expuestos (páramos, praderas, herbazales, franjas ruderales, etcétera), el bosque ofrece variaciones climáticas amortiguadas del clima general de la zona. Esta característica lo convierte en un medio muy atractivo para el asentamiento y refugio de fauna, siendo este efecto especialmente visible en el hiperdiverso filo de los Artrópodos. Por otra parte, los bosques primarios que se muestran como masas forestales con estructura en mosaico (Remmert 1991) ofrecen, en contraposición a los bosques gestionados (tendentes a la uniformidad de especies y de edad de los árboles), más recursos tróficos y más diversidad microclimática. Según como se manifieste el dosel arbóreo habrá variaciones importantes en iluminación/sombra, temperatura, humedad relativa, viento/brisa, deposición de hojarasca, características físico-químicas del suelo, etcétera. A estos factores, además hay que añadir otros de carácter más general

Figura 1.

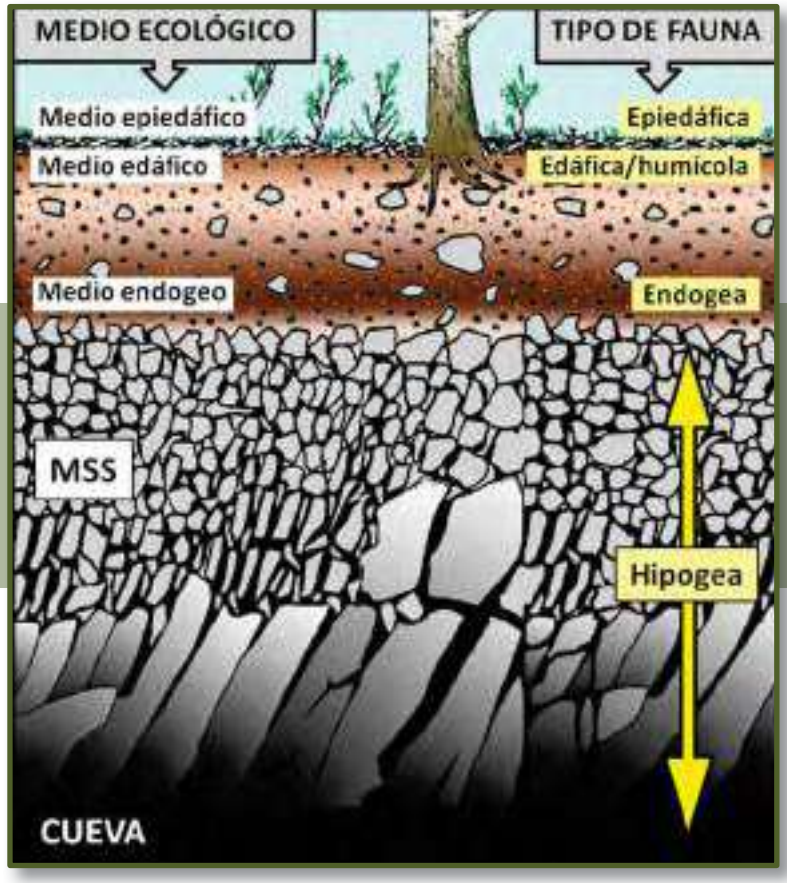


Figura 1. Idealización de un perfil de suelo/subsuelo en el que consta el medio ecológico y la tipología de fauna que le corresponde.

Fuente: Elaboración propia.

(ajenos al mosaicismo del bosque) como son la pluviosidad, topografía del terreno, orientación, pendiente del suelo, etcétera. Por tanto, el bosque primario cobra especial valor científico no sólo por su potencial heterogeneidad, directamente proporcional a la diversidad biológica y ecológica, sino también por ser trazas de paleobosques que han sobrevivido hasta nuestros días al margen de la intervención humana (Carbiener 1996) o, en el peor de los casos, escasamente manipulados.

Considerando que las especies relictas son especies que se encuentran en un estado de retrogresión y, por tanto, constituyen reductos aislados de lo que antaño fueron áreas de distribución amplias y continuas, la presencia de artrópodos forestales relictos se halla íntimamente asociada a masas forestales fragmentadas o muy reducidas. En este contexto, cabe señalar que estos bosques van a ser especialmente vulnerables a los futuros cambios climáticos debido a su sensibilidad climática y a su reducida extensión. En este sentido se pueden distinguir tres comunidades de artrópodos que cuentan entre sus filas con especies relictas (en general relictos postglaciares) claramente relacionadas con el bosque. Por un lado, especies fitófagas las cuales están íntimamente relacionadas con los vegetales debido a sus diferentes estrategias nutricionales (especies *filófagas, xilófagas, rizófagas, antófagas, espermófagas y frugívoras*); aquí también se incluyen los grupos de especies saproxilófagas (contiene, entre otras, a las estrictamente xilófagas) y micófagas. En segundo lugar, especies depredadoras que buscan, en general, presas fitófagas sobre el dosel arbóreo (incluye especies de hábitos corticícolas) o cualquier otro estrato de vegetación. Por último, y no menos importante, un conjunto muy heterogéneo de especies que viven en distintas capas del suelo forestal (niveles epiedáfico, edáfico y endogeo –Figura 1–), disfrutando de microambientes muy especiales lo que les facilita la supervivencia, dado el marcado carácter estenoico de muchas de ellas. Estas especies suelen tener hábitos higrófilos y esciófilos y, en general, son ápteras o braquípteras, por lo que tienen un escaso poder de dispersión, de tal modo que los suelos se convierten en reductos de aislamiento y especiación. Por si esto fuera poco, las faunas del suelo forestal, y entre ellas las relictas, cuentan con un último recurso para la supervivencia ante la desaparición final del bosque húmedo, o la sustitución progresiva de éste por bosques xerotermos: se trata de realizar migraciones verticales buscando los espacios más profundos del suelo. En otras palabras, colonizar el medio hipogeo (Figura 1) para conseguir la humedad y estabilidad térmica necesarias que les permita la supervivencia ante la desaparición del manto protector del bosque.

Resultados y discusión

Son muchos los casos de artrópodos relictos que se podrían citar en un texto de esta naturaleza. Sin embargo, sólo utilizaremos unos pocos ejemplos para ilustrar el estado actual del conocimiento y la problemática, si la hubiere, sobre su conservación.

La fauna fitófaga

Los artrópodos fitófagos, en su gran mayoría insectos, no sólo intervienen en la regulación de la producción primaria del bosque (Mattson & Addy 1975) sino que también pueden estimular el crecimiento de

Figura 2.

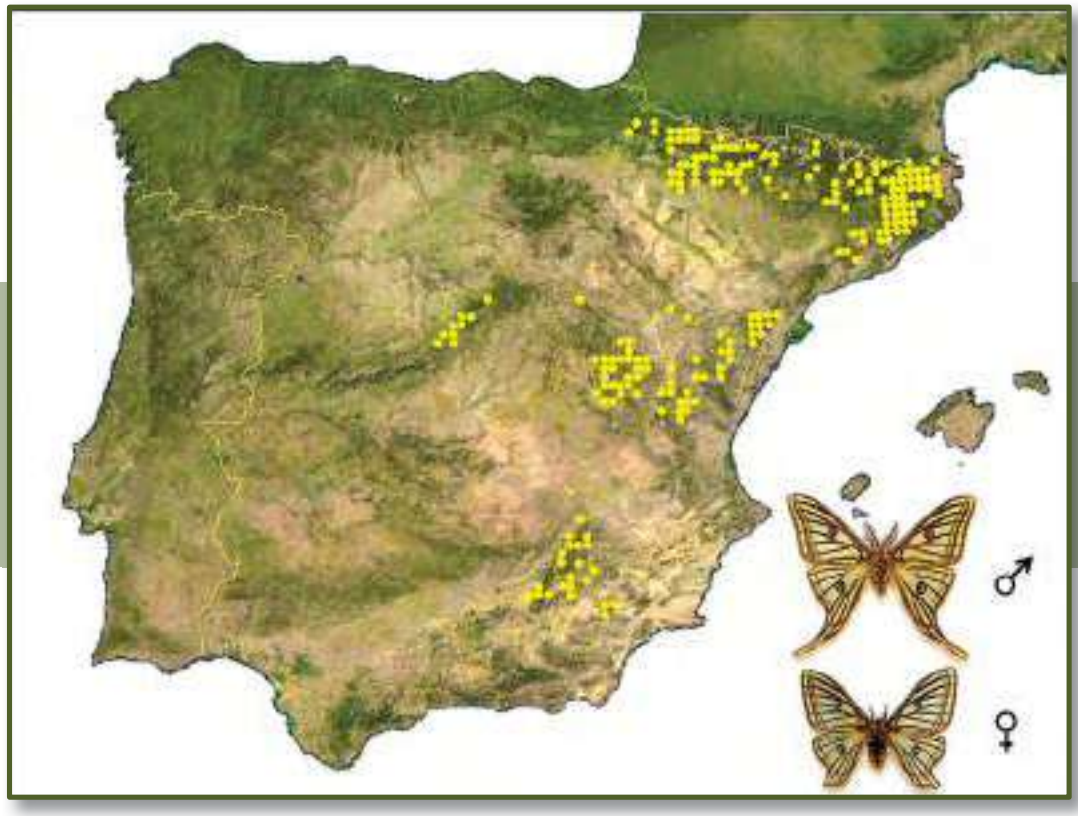


Figura 2. Distribución de *Graellsia isabelae* (Graells, 1849) en el ámbito de la península ibérica. Datos extraídos de Romo et al. (2012).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Coleópteros saproxílicos de Europa incluidos en la Lista Roja: familias, géneros y número de especies. Datos extraídos de Nieto & Alexander (2010).

Familia	Género y número de especies			
Anobiidae	*Xyletinus (1)*			
Boridae	*Boros (1)*			
Bostrichidae	*Amphicerus (1)*	*Lichenophanes (2)*	*Stephanopachys (4)*	
	Apate (1)	*Phonapate (1)*	*Xylomedes (1)*	
	Bostrichus (1)	*Psoa (2)*	*Xylopertha (2)*	
	Enneadesmus (1)	*Scobicia (5)*	*Xyloperthella (3)*	**Total Especies 12**
Buprestidae	*Buprestis (1)*			
Cerambycidae	*Aegosoma (1)*	*Glaphyra (6)*	*Pronocera (1)*	
	Anaglyptus (5)	*Gracilia (1)*	*Pseudophegesthes (2)*	
	Anoplistes (1)	*Hesperophanes (1)*	*Psilotarsus (1)*	
	Aromia (1)	*Hylotrupes (1)*	*Purpuricenus (10)*	
	Axinopalpis (2)	*Icosium (1)*	*Pyrrhidium (1)*	
	Blabinotus (1)	*Isotomus (4)*	*Rhaesus (1)*	
	Brachypteroma (1)	*Lampropterus (1)*	*Rhaphuma (1)*	
	Calchaenesthes (2)	*Leioderes (1)*	*Ropalopus (8)*	
	Callergates (1)	*Lioderina (1)*	*Rosalia (1)*	
	Callidium (3)	*Molorchus (1)*	*Saperda (5)*	
	Callimoxys (1)	*Monochamus (6)*	*Semanotus (3)*	
	Callimus (2)	*Nathrius (1)*	*Stenhomalus (1)*	
	Cerambyx (7)	*Obrium (2)*	*Stenopterus (7)*	
	Chlorophorus (11)	*Penichroa (1)*	*Stromatium (1)*	
	Clytus (7)	*Phymatodes (1)*	*Tragosoma (1)*	
	Crotchiella (1)	*Plagionotus (2)*	*Trichoferus (6)*	
	Cyrtoclytus (1)	*Poecilium (7)*	*Xyloclytus (1)*	
	Deilus (1)	*Prinobius (1)*	*Xylotrechus (6)*	
	Delagrangeus (2)	*Prionus (3)*		
	Ergates (1)	*Procallimus (2)*		**Total Especies 153**
Cerophytidae	*Cerophytum (1)*			
Cetoniidae	*Gonorimus (3)*	*Protaetia (11)*	*Valgus (1)*	
	Osmoderma (5)	*Trichius (4)*		**Total Especies 24**
Cucujidae	*Cucujus (2)*	*Pediacus (4)*		**Total Especies 6**
Elateridae	*Adelocera (1)*	*Denticollis (4)*	*Megapenthes (1)*	
	Agriotes (1)	*Diacanthous (1)*	*Melanotus (2)*	
	Alestrus (1)	*Ectamenogonus (1)*	*Podeonius (1)*	
	Ampedus (57)	*Elater (1)*	*Porthmidius (1)*	
	Athous (5)	*Haterumelater (4)*	*Procraerus (3)*	
	Brachygonus (5)	*Hypoganus (1)*	*Reitterelater (2)*	
	Calais (1)	*Ischnodes (1)*	*Stenagostus (5)*	
	Calambus (1)	*Isidus (1)*	*Tetrigus (1)*	
	Cardiophorus (4)	*Lacon (6)*		
	Danosoma (2)	*Limoniscus (1)*		**Total Especies 115**
Erotylidae	*Dacne (4)*	*Triplax (17)*	*Tritoma (2)*	**Total Especies 23**
Euchiridae	*Propomacrus (2)*			
Eucnemidae	*Anelastidius (1)*	*Farsus (1)*	*Nematodes (1)*	
	Clypeorhagus (1)	*Hylis (6)*	*Otho (1)*	
	Dirrhagofarsus (1)	*Hylochares (1)*	*Rhacopus (1)*	
	Dromaeolus (2)	*Isoriphis (3)*	*Thambus (1)*	
	Epiphanis (1)	*Melasis (2)*	*Xylophilus (2)*	
	Eucnemis (1)	*Microrhagus (5)*		**Total Especies 31**
Latrididae	*Corticaria (1)*			
Leiodidae	*Agathidium (1)*			
Lucanidae	*Aesalus (1)*	*Dorcus (4)*	*Platycerus (3)*	
	Ceruchus (1)	*Lucanus (4)*	*Sinodendron (1)*	**Total Especies 14**
Melandryidae	*Phryganophilus (1)*			
Mycetophagidae	*Eulagius (1)*	*Mycetophagus (11)*	*Triphyllus (1)*	
	Litargus (1)	*Pseudotriphyllus (1)*		**Total Especies 15**
Prostomidae	*Prostomis (1)*			
Pythidae	*Pytho (3)*			
Rhysodidae	*Clinidium (1)*	*Omoglymmius (1)*	*Rhysodes (1)*	**Total Especies 3**
Trogositidae	*Ancyrona (1)*	*Nemozoma (3)*	*Temnochila (2)*	
	Calitys (1)	*Ostoma (1)*	*Tenebroides (1)*	
	Grynocharis (1)	*Peltis (1)*	*Thymalus (2)*	
	Leipaspis (2)	*Seidlitzella (1)*		**Total Especies 17**

los vegetales (Golley 1977), hasta tal punto que dicha actividad podría tener consecuencias directas sobre el fenómeno de sucesión y la evolución de la cubierta vegetal (Schowalter 1981). Entre estas especies podemos distinguir un gran número de relictos entomológicos de las que, tan sólo a modo de ejemplo, citaremos tres de ellas.

Entre las especies relictas forestales de hábitos filófagos, destacan ciertas especies de lepidóptero, y entre ellas la icónica *Graellsia isabelae* (Graells), que se puede ver directamente amenazadas por la utilización de insecticidas (Soria et al. 1986) normalmente empleados para combatir a otros defoliadores considerados plagas forestales (Romanyk & Cadahia 1992). Esta singular especie de satúrnido se alimenta de acículas de pino, en pinares maduros de la mitad oriental de la península ibérica (Romo et al. 2012) (Figura 2), siendo sus plantas nutricias en estado silvestre *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arnold. (Viejo Montesinos 2002). Su gran capacidad de dispersión, merced a su potente vuelo (hasta 10 km desde el punto de emergencia del imago) (Montoya & Hernández 1975), convierte a esta especie en un relicto que podría estar experimentando un proceso de expansión (López-Sebastián et al. 2001, Ibáñez et al. 2008), siempre y cuando se conserven en buen estado los pinares ibéricos. La mayoría de los especialistas coinciden en que su presencia en los Alpes franceses debe atribuirse a factores humanos (Rosas et al. 1992), quizá a una introducción voluntaria debido a la belleza de esta singular mariposa.

Los organismos saproxilófagos, más genéricamente saproxílicos, son aquellos que, en su ciclo vital, dependen de la madera muerta (árboles derribados o en pie), árboles senescentes, hongos de la madera, e incluso de la presencia de otros saproxílicos (Speight 1989). En la Lista Roja de los coleópteros seproxílicos de Europa (431 especies y 160 géneros pertenecientes a 21 familias –Tabla 1–) aparece un considerable número de especies relictas, dada su distribución disyunta y puntual, condición que obedece no sólo a causas naturales sino también, en muchos casos, a factores antrópicos. Muchas de estas especies se hallan bajo la amenaza de una deriva de rarificación, pudiendo llegar a desaparecer (Nieto & Alexander 2010). En este sentido hay que subrayar que 46 especies están amenazadas de diversa consideración (14 de ellas presentes en la península ibérica –Recalde Izurzun 2010–), 56 se consideran menos amenazadas y de 122 no se tienen datos suficientes como para poder emitir un juicio bien fundado sobre el estado de conservación de la especie. Ante esta situación la pregunta es clara… ¿Cómo es posible que se haya llegada a este lamentable escenario? La respuesta es sencilla y contundente… debido a la regresión que han experimentado los bosques, más por causas antrópicas que naturales, pero también, y no menos importante, por la generalización en la aplicación de políticas de "sanidad vegetal" que han supuesto el empobrecimiento biológico de las masas forestales.

Aunque los coleópteros cerambícidos y los elatéridos son los más diversos en número de géneros y especies saproxílicas de la Lista Roja europea (Tabla 1), se tomarán como ejemplo de especies relictas saproxílicas a dos coleópteros, cetónido y lucánido respectivamente. El cetónido es *Osmoderma eremita* (Scop.) que, en las últimas décadas, se está aproximando vertiginosamente a una situación grave que augura su futura calificación como especie en "peligro de

Figura 3.

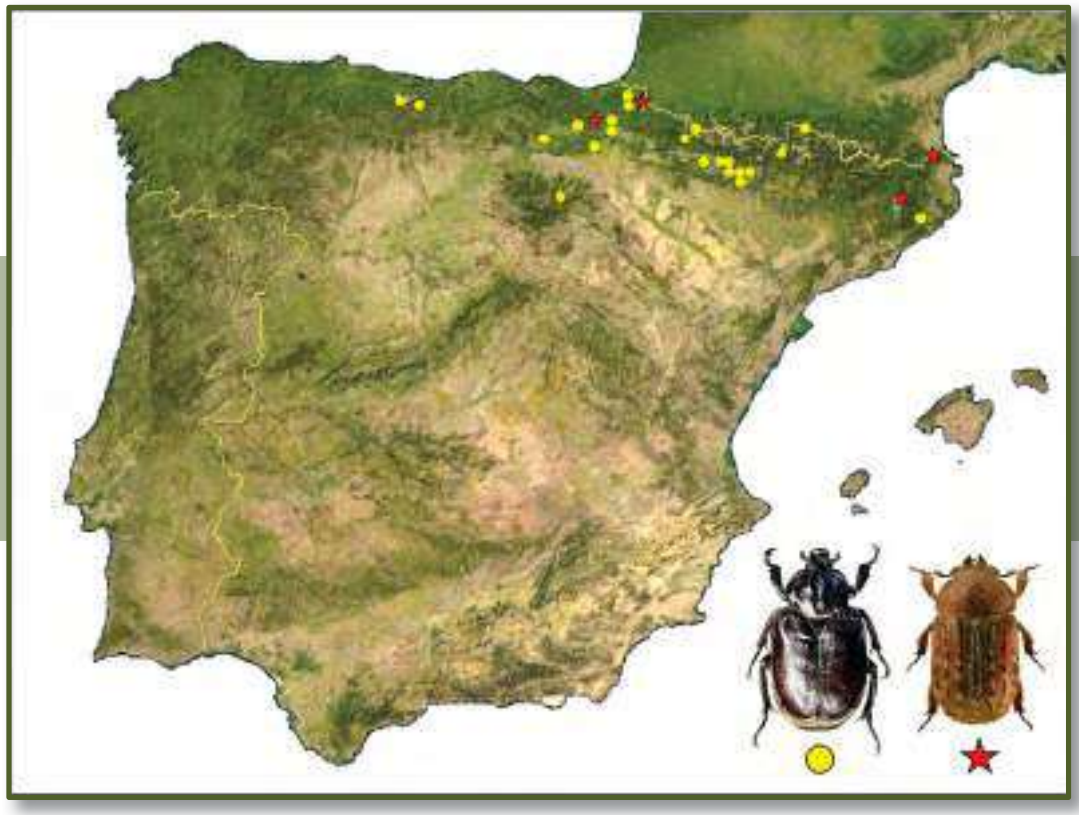


Figura 3. Distribución de dos especies saproxílicas, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) y *Aesalus scarabaeoides* (Panzer, 1794) en el ámbito de la península ibérica. Datos de *O. eremita* extraídos de Micó et al. (2012) (circulo amarillo) y de *A. scarabaeoides* extraídos de Muñoz-Batet et al. (2007) y San Martín Moreno & Recalde Izurzun (2008) (estrella roja).

Fuente: Elaboración propia.

extinción". Este coleóptero, para completar su ciclo biológico, requiere de las oquedades que se forman en los árboles viejos, principalmente frondosas. Dada la política de eliminación de este tipo de árboles, no es de extrañar que, en Europa, la presencia de esta especie haya disminuido en todas las regiones (Ranius et al. 2005). En la península ibérica se considera una auténtica rareza, siendo localizada en pocas áreas de los Pirineos, Montes Vascos, Cornisa Cantábrica y, de forma aún más puntual, en el Sistema Ibérico y la Cordillera Costero-Catalana (Micó et al. 2012) (Figura 3). Asumiendo el carácter relictual de la especie, marcadamente acusado en los bosque ibéricos, hay que añadir el factor antrópico como la causa que ha acelerado el declive de sus poblaciones (Murria Beltrán et al. 2004).

Otro buen ejemplo de relicto saproxílico es el lucánido *Aesalus scarabaeoides* (Panz.), escasamente representado en los bosques europeos y aún menos en los bosques ibéricos. Se sabe de su presencia en la Cadena Catalana (Español & Bellés 1982), Montes Vascos (Recalde et al. 2006) y Pirineos (Muñoz-Batet et al. 2007, San Martín Moreno & Recalde Izurzun 2008) (Figura 3). El género cuenta con siete especies distribuidas por el Hemisferio norte de las que tan sólo *A. scarabaeoides* está en Europa occidental (López-Colón 2000). Se trata de una especie rara, considerada como una reliquia del bosque primario (Bartolozzi 1989) y cuyo ciclo biológico está estrechamente relacionado con diferentes especies de caducifolios (Paulian & Baraud 1982, Van Meer 1999, Muñoz-Batet et al. 2007). Actualmente es considerada una especie protegida de la fauna ibérica (Rosas et al. 1992).

Los depredadores ligados a la vegetación

Los bosques cuentan con una variada fauna que depreda especies fitófagas cuya presencia, y buen estado de sus poblaciones, contribuye a mantener el equilibrio de los ecosistemas forestales. Entre los artrópodos cobra especial relevancia ciertas especies de coleópteros carábidos (Dajoz 2001, 2002), destacando algunas especies arborícolas de los géneros *Calosoma* Web., *Dromius* Bon., *Lebia* Latr. o *Tachyta* Kirby, entre otros. Aunque *Calosoma sycophanta* (L.) es una de las especies mejor conocidas (Riesgo 1964, Dajoz 2002), será otra especie próxima, *Calosoma inquisitor* (L.), la que sirva de ejemplo de depredador relicto de medios forestales. Esta especie suele estar ligada a los robledales en donde busca una de sus principales fuentes de alimento, la oruga de *Lymantria dispar* (L.), más conocida como "lagarta peluda". Bien es verdad que no muestra una dieta estrictamente monófaga, saciando su voracidad con otros insectos (preferiblemente orugas de otros lepidópteros) que encuentre en su camino. La capacidad de vuelo en las especies de *Calosoma*, facilita el desplazamiento de los individuos hacia nuevas masas forestales, si bien *C. inquisitor* parece tener predilección por los robledales más maduros. En la península ibérica se muestra como una especie esquiva, habiéndose observado esporádicamente en bosques de carácter montano del norte y centro peninsular, y en Sierra Morena (Serrano 2013) (Figura 4). El género *Calosoma* tiene un largo recorrido de millones de años y es bien conocido desde el Oligoceno (Nel 1989), razón por la cual, las especies actuales, incluida *C. inquisitor*, pueden considerarse formas relictas, muchas de ellas exclusivas de enclaves boscosos.

Figura 4.

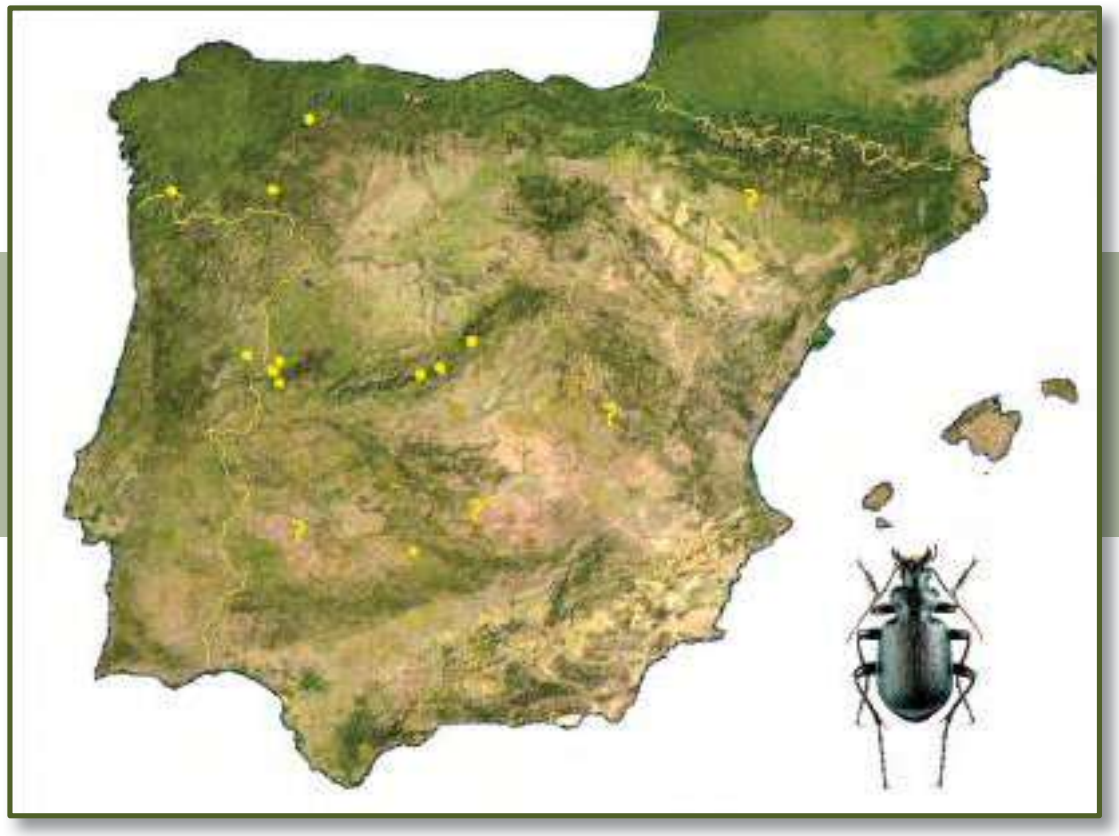


Figura 4. Distribución de *Calosoma inquisitor* (Linnaeus, 1758) en el ámbito de la península ibérica. Datos extraídos de muy diversas fuentes. Las citas poco precisas que aluden exclusivamente a la provincia (Navarra, Cuenca, Ciudad Real y Badajoz) se indican con una interrogación.

Fuente: Elaboración propia.

La fauna del suelo (epiedáfica, edáfica y endogea)

Un bosque como sistema ecológico no está circunscrito, exclusivamente, al conjunto de especies vegetales que lo configuran y a la fauna que se asocia a ellas. También es, parte de un bosque, el suelo y subsuelo que lo sustentan (Figura 1), hábitats que además de atesorar una extraordinaria biodiversidad juegan un papel vital en los ciclos biogeoquímicos (Dajoz 2001). Bajo condiciones de humedad, cierta oscuridad y, en general, riqueza de nutrientes, el basamento del bosque reúne comunidades de animales que, en su mayoría, están dominadas por los artrópodos. Estos invertebrados desempeñan diferentes roles ecológicos, destacando la función descomponedora, saprófaga y depredadora de muchos de ellos. Entre estos últimos destaca la presencia de numerosos arácnidos (arañas, opiliones, pseudoscorpiones, ácaros, etcétera), miriápodos quilópodos e insectos (Kühnelt 1957). Los insectos depredadores, están especialmente bien representados por los estafilínidos y carábidos, ambas familias con elevada diversidad específica y, en general, con poblaciones numerosas. Sobre los carábidos, se ha prestado especial atención en las últimas décadas y se dispone de datos relevantes sobre su biología y ecología (Thiele 1977), no obstante aún queda mucho por saber. De entre todas las especies de carábidos relictos propios del suelo forestal, el género *Carabus* L. reúne a las especies más emblemáticas, dado su considerable tamaño y vistosidad (Turin et al. 2003). En este sentido podemos afirmar, sin temor a equivocarnos, que no existe un bosque en Europa que no contenga, al menos, una especie de *Carabus*. En el ámbito íbero-balear se han citado 31 especies (Serrano 2013), con muy diferente implantación, si bien no todas son forestales. Quizá uno de los mejores ejemplos de relicto forestal podemos obtenerlo del subgénero *Oreocarabus* Géh., representado en Europa por 6 especies (Turin et al. 2003), de las cuáles *Carabus (Oreocarabus) ghilianii* Laf. es la que cuenta con una distribución más restringida y, por tanto, de carácter relictual. Esta especie es conocida, exclusivamente, del ámbito ibérico, más concretamente de algunos bosques del Sistema Central (Guadarrama, Ayllón y Pela) y, muy rarificada, de parajes desarbolados de Gredos y Béjar (García-París & Ortuño 1988, Gilgado & Ortuño 2012) (Figura 5). Las poblaciones de estos dos últimos enclaves quizá se muestren senescentes por la práctica desaparición del bosque y, dada su mayor exposición a la luz, explicaría por qué los individuos muestran cierta tendencia al melanismo (singularidad que para algunos autores justificaría morfológicamente su estatus de subespecie: *C. ghilianii negrei*). Aunque la especie, en Guadarrama y Ayllón, ocasionalmente puede rebasar el límite superior del pinar buscando refugio entre piornos y enebros rastrero (García-París & Ortuño 1988), se sabe que su óptimo lo halla en suelos forestales dominados por *Pinus sylvestris* L. y *Fagus sylvatica* L. en donde desarrolla hábitos sublapidícolas (Ortuño & Toribio 1996). Su carácter higrófilo propicia la concentración de individuos en las proximidades de los torrentes y regatos que atraviesan el bosque. La puesta y la larva fue estudiada y descrita recientemente (Gilgado & Ortuño 2011), no obstante aún se sabe muy poco sobre su biología. Es de destacar que a su condición de especie relicta se suma su carácter endémico del centro peninsular, razón por la cual ha sido considera como una especie amenazada (Viejo & Sánchez Cumplido 1995) y

Figura 5.

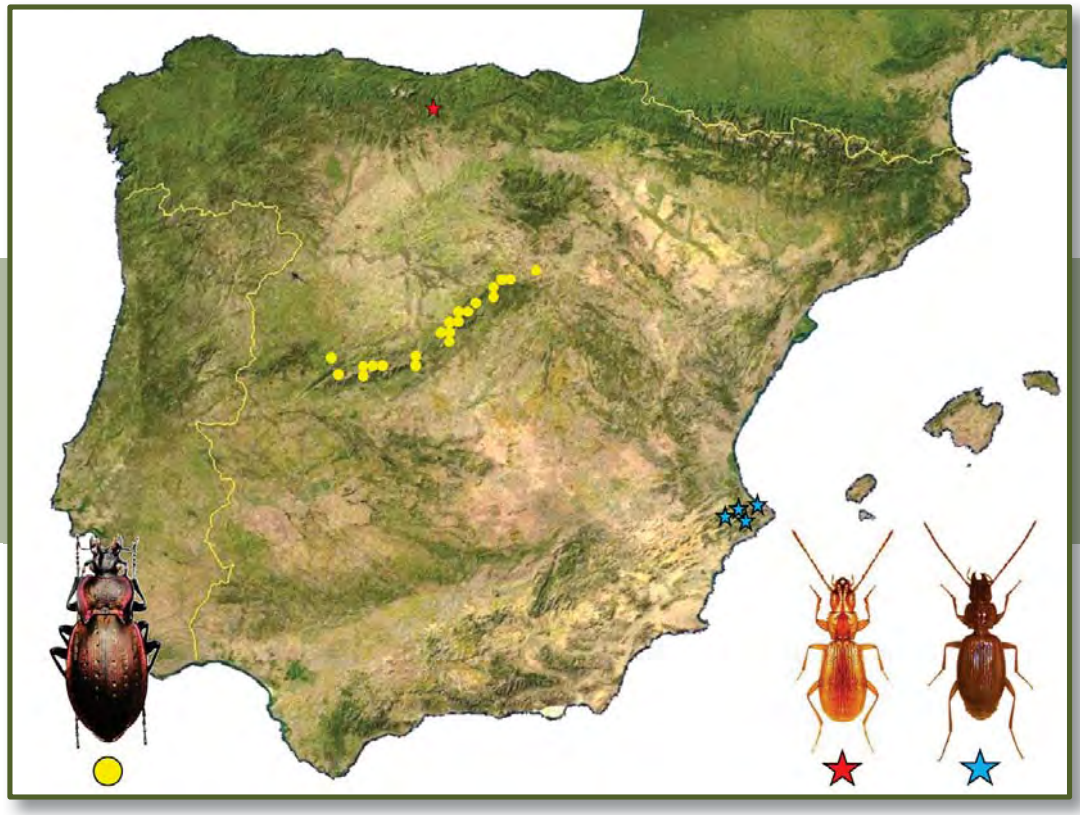


Figura 5. Distribución de carábidos endémicos de la península ibérica: *Carabus (Oreocarabus) ghilianii* La Ferté-Sénectère, 1847; *Trechus triamicorum* Ortuño & Jiménez-Valverde, 2011; complejo específico del linaje-*Trechus martinezi*. Datos de *C. (O.) ghilianii* extraídos de Gilgado & Ortuño (2012) (circulo amarillo), de *T. triamicorum* extraídos de Ortuño & Jiménez-Valverde (2011) (estrella roja) y del linaje-*Trechus martinezi* extraídos de Ortuño & Arillo (2005) (estrella azul).

Fuente: Elaboración propia.

catalogada como vulnerable por la UICN, apareciendo en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Serrano & Lencina 2006).

El medio hipogeo y su fauna

El medio hipogeo es el conjunto de espacios subterráneos (cuevas, oquedades de medio y pequeño tamaño, red de fisuras, etcétera) que subyacen al suelo (Figura 1). Éstos se pueden desarrollan en la roca madre, pero también en un nivel inmediatamente superior de acumulación de roca meteorizada, denominado Medio Subterráneo Superficial (abreviado MSS; Juberthie et al. 1980, Juberthie et al. 1981). Existen varias tipologías de MSS, si bien aquella que se encuentra asentada bajo suelos forestales puede haberse originado por deposición coluvial o por disgregación de la roca madre (Ortuño et al. 2013). Lo más singular de este tipo de medios es su notable capacidad para asilar un tipo de fauna que necesite, para su supervivencia, gran estabilidad térmica e hídrica, mayor aún de la que ofrece el ambiente epigeo del bosque. Por tanto, la colonización del subsuelo es inexorable y favorece, en aquellos linajes "más aventureros", modificaciones muy notables (fisiológicas y morfológicas) que conducen a una mejor adaptación a la vida hipogea. De ese modo, son capaces de afrontar grandes limitaciones que les impone este medio, como por ejemplo la ausencia de luz (condición afótica) y, en los espacios subterráneos más alejados de la superficie, cierta austeridad respecto al consumo energético para así sobrevivir con escasa disponibilidad de nutrientes. Estas adaptaciones son básicamente las mismas que han desarrollado los artrópodos cavernícolas (Ortuño 2011). Un buen ejemplo de relicto hipogeo es el coleóptero carábido *Trechus triamicorum* Ort. & J.-Valv., especie que cuenta con características claramente troglobiomorfas (Carabajal et al. 1999, Ortuño & Jiménez-Valverde 2011) que, sumadas a su ubicación geográfica, todo apunta hacia un origen que se remonta a los últimos períodos glaciares. Por tanto, cabría calificarlo como un relicto glaciar (Vandel 1965) de carácter hipogeo que se halla al abrigo de un medio forestal (bosque de hayas de Saja, Cantabria –Figura 5–). Al mismo tiempo, podemos referirnos a él como un microendemismo (*sensu* Rapoport 1975) del MSS. Es una especie fuertemente higrófila que vive exclusivamente en los espacios subterráneos que se forman por la alteración de los estratos de esquistos pizarrosos. Resulta muy llamativa su sintopía con otras tres especies del mismo género (*Trechus distigma* Kiesenw., *Trechus jeannei* Sci. y *Trechus carrilloi* Tor. & Rod.) que muestran diferentes grados de adaptación al suelo/subsuelo, por lo que aunque ocupen una misma área, lo hacen segregadas espacialmente a lo largo de un gradiente vertical del suelo-subsuelo. Esto sugiere que, aunque ahora ocupan una misma área, el asentamiento de estas especies, o de sus ancestros, se produjo en diferentes momentos de la historia de este linaje. Como ya se ha explicado, en unos casos el origen relicto se debe al efecto de las últimas glaciaciones; así debió suceder en *T. triamicorum* y también en *T. carrilloi*, una de las especies sintópicas y también hipogea. Sin embargo, la presencia de *T. jeannei* y *T. distigma* en la misma área, quizá tuvo su origen en lentas migraciones edáficas postglaciares, probablemente acompañando a la expansión del haya.

Otro ejemplo de relictos hipogeos, pero con un origen bien distinto, es el del complejo específico de *Trechus martinezi*, conjunto de adelfotaxones (*T. martinezi* Jeann., *T. alicantinus* Esp., *T. beltrani* Tor. y *T. torresalai* Ort. & Ari.) que viven en cuevas y MSS de la comarca de la Marina Alta (Alicante). El ancestro común de estas especies vivía en suelos forestales húmedos que se extendían por toda la zona. Este tipo de vegetación mediterránea húmeda (bosques refugio) tuvo su origen durante los períodos glaciares, muy especialmente durante la glaciación Würm (Llobera & Valladares 1989), a la que se asociaba fauna mesoterma e higrófila. Cuando las condiciones climáticas cambiaron, las poblaciones del linaje de *T. martinezi* se vieron afectadas por una pérdida dramática de la cubierta vegetal, y con ellas de su área de distribución. Parte de estas poblaciones encontraron refugio en hábitats subterráneos, aumentando en ellas la deriva genética por "efecto fundador", produciéndose, en su conjunto, un proceso cladogenético o diversificador (Ortuño & Arillo 2005). Por lo tanto, los descendientes de aquellas paleofaunas son relictos forestales (Bellés 1987) aunque sobrevivan en el subsuelo y el bosque haya desaparecido.

En aras de la brevedad expositiva, sólo se citan estos dos ejemplos de relictos hipogeos, si bien se puede concluir que el subsuelo es un medio extraordinariamente rico en diversidad biológica, contando con infinidad de especies relictas, muchas de ellas microendémicas, de las que una mayoría aún están por descubrir.

Recomendaciones para la adaptación

Según lo anteriormente expuesto, debe quedar claro que las principales amenazas para la supervivencia de las especies vinculadas al bosque, sean o no relictas, son la desaparición, retracción o alteración de la propia masa forestal. La destrucción de los hábitats por acción antrópica y los impactos del cambio climático suponen un serio problema que amenaza la supervivencia de miles de especies propias del bosque. Entre los factores más preocupantes podemos citar los siguientes:

a) Deforestación total o parcial del bosque con fines agrícolas o pecuarios.

b) Manejo del bosque para favorecer la creación de un monocultivo, dando como resultado el empobrecimiento de la biodiversidad que contenía el bosque original.

c) Practicar repoblaciones forestales con especies alóctonas que acaban por empobrecer el suelo (un claro ejemplo, sobre suelo ibérico, son los eucaliptales).

d) Aplicar de forma exagerada lo que se denomina "sanidad vegetal", cuyo resultado conduce a un forzado empobrecimiento de la biodiversidad. Bajo este capítulo recaen acciones como la fumigación del bosque con insecticidas no selectivos (por ejemplo antiquitinizantes), la tala de árboles viejos o enfermos que son el medio de vida de especies saproxílicas y, en general, la "limpieza del bosque" que suponga la retirada de troncos, ramas o depósitos de hojarasca en donde se desarrollan muchas de las especies silvícolas.

e) Provocar incendios forestales.

d) Ejercer una alta presión antrópica por uso recreativo, lo que conlleva, en numerosas ocasiones, el abandono de basura, latas y otros recipientes que actúan, por largo tiempo, como improvisadas trampas pitfall en donde mueren miles y miles de artrópodos epiedáficos y edáficos. Este impacto también se hace notar en pequeños vertebrados (anfibios, reptiles, mamíferos insectívoros y roedores).

e) Capturar fauna con fines coleccionistas o comerciales, actividad que ha lesionado muy gravemente algunas poblaciones de especies notablemente vistosas (por ejemplo, en el caso de *Carabus ghilianii*).

f) Practicar aterrazamientos y, en general, modificar la estructura del suelo en extensas áreas.

g) Los impactos derivados del cambio climático: decaimiento forestal, cambios en la composición de especies vegetales, cambios fenológicos y corológicos de especies arbóreas, e incremento de la mortalidad de árboles en zonas con alta densidad.

Ante esta colección de acciones lesivas que pueden actuar de modo independiente o sinérgico, la respuesta que se debe dar, desde el ámbito de la ciencia y la gestión medioambiental, es la propuesta de una serie de medidas que conduzcan hacia la conservación de estos hábitats y, por ende, de las especies que viven en ellos. Una de las claves es conservar el bosque respetando su heterogeneidad y asistiendo a los procesos de autorregulación que se dan en los ecosistemas forestales. La retirada constante de recursos tróficos (árboles viejos, árboles muertos, ramas, tocones, depósitos de hojarasca, etcétera) puede empobrecer gravemente estos hábitats. Además, hay que promover la creación de reservas dentro de las zonas protegidas ya existentes, o en nuevas áreas gestionadas al amparo de los conocimientos científicos que resulten de la ejecución de proyectos de investigación. También resulta necesario implementar medidas de adaptación al cambio climático que fomenten la resiliencia de los ecosistemas forestales frente a perturbaciones climáticas (p. ej. sequías extremas y olas de calor) que probablemente experimenten un incremento de su frecuencia y severidad en las próximas décadas (IPCC 2013). Por lo tanto, es necesario invertir económicamente y en capital humano para incrementar, antes de que sea demasiado tarde, el conocimiento sobre estos ecosistemas y, a la luz de la información obtenida, tomar nuevas decisiones sobre los modelos de gestión y conservación. Todo ello requiere de un cambio en la manera de contemplar el bosque bajo una nueva óptica, no sólo entre los responsables de su estudio y gestión, sino también en el conjunto de la ciudadanía, y ello se consigue sólo desde el conocimiento y una adecuada educación.

Material suplementario

Sistemática de las especies y géneros de Arthropoda recogidos en el texto

Subfilo Hexapoda

Clase Insecta

Orden Coleoptera

Familia Carabidae

Género *Calosoma* Weber 1801

Calosoma inquisitor (Linnaeus, 1758) - Nombre común: escarabajo inquisidor.

Calosoma sycophanta (Linnaeus, 1758) - Nombre común: cazador de orugas.

Género *Carabus* Linnaeus, 1758

Carabus (Oreocarabus) ghilianii La Ferté- Sénectère, 1847 - Nombre común: no existe.

Género ***Dromius*** Bonelli, 1810

Género ***Lebia*** Latreille, 1802

Género ***Tachyta*** Kirby, 1837

Género *Trechus* Clairville, 1806

Trechus alicantinus Español, 1971 - Nombre común: no existe.

Trechus beltrani Toribio, 1990 - Nombre común: no existe.

Trechus carrilloi Toribio & Rodríguez, 1997 - Nombre común: no existe.

Trechus distigma Kiesenwetter, 1851 – Nombre común: no existe.

Trechus jeannei Sciaky, 1998 - Nombre común: no existe.

Trechus martinezi Jeannel, 1927 - Nombre común: no existe.

Trechus torresalai Ortuño & Arillo, 2005 - Nombre común: no existe.

Trechus triamicorum Ortuño & Jiménez-Valverde, 2011 - Nombre común: no existe.

Familia Lucanidae

Género *Aesalus* Fabricius, 1801

Aesalus scarabaeoides (Panzer, 1794) - Nombre común: no existe.

Familia Cetoniidae

Género *Osmoderma* Lepeletier & Serville, 1828

Osmoderma eremita (Scopoli, 1763) - Nombre común: escarabajo ermitaño.

Orden Lepidoptera

Familia Saturniidae

Género *Graellsia* Grote, 1896

Graellsia isabelae (Graells, 1849) - Nombre común: mariposa isabelina; mariposa luna.

Familia Lymantriidae

Género *Lymantria* Hübner, 1819

Lymantria dispar (Linnaeus, 1758) - Nombre común: lagarta peluda o gitana peluda (oruga); polilla gitana (imago).

Sobre algunos términos científico-técnicos

Seguidamente, se listan algunos términos científico-técnicos que aparecen a lo largo del texto, a los que se adjunta una breve definición o frase explicativa.

Adelfotaxones: término que se aplica a un conjunto de organismos que constituyen grupos hermanos.

Afótico: dícese del medio al que no llega ningún fotón, o en el que la intensidad de la luz que penetra no es biológicamente significativa.

Alóctono: exótico, no aborigen.

Antiquitinizante: sustancia química que limita o dificulta la síntesis de quitina.

Antófago: que se alimenta principalmente de flores.

Áptero: que carece de alas.

Antrópico: dícese de aquello que se halla bajo la influencia del hombre.

Arácnidos: clase de artrópodos sin antenas, de respiración traqueal, que presentan cuatro pares de patas y el cuerpo dividido en dos regiones corporales. El nombre científico es Arachnida.

Artrópodos: grupo de los animales invertebrados, con estatus de filo, que presentan el cuerpo con simetría bilateral formado por una serie lineal de segmentos y provisto de apéndices articulados. Reúnen a los subfilos Trilobitomorpha (†), Cheliceriformes, Crustacea, Myriapoda y Hexapoda (incluye Insecta). El nombre científico es Arthropoda.

Braquíptero: con alas cortas.

Carábidos: familia de insectos coleópteros que destacan por la voracidad de la mayoría de sus especies. En general son depredadores. El nombre científico es Carabidae.

Cerambícidos: familia de insectos coleópteros que destacan por sus hábitos fitófagos y un notable alargamiento de las antenas. También se les denomina longicornios. El nombre científico es Cerambycidae.

Cetónidos: familia de insectos fitófagos cuyas especies suelen exhibir bellos colores. El nombre científico es Cetoniidae.

Cladogenético: dícese del mecanismo evolutivo que, por evolución adaptativa, conduce hacia el desarrollo de una mayor diversidad de organismos.

Coleópteros: Orden de insectos con piezas bucales masticadoras y que poseen el primer par de alas endurecidas (los élitros) que cubren, a su vez, las dos alas posteriores de carácter membranoso. Vulgarmente conocidos como escarabajos. El nombre científico es Coleoptera.

Coluvial: dícese de los depósitos de rocas que se acumulan en las laderas de las montañas.

Corticícola: característica comportamental de las especies que tienen el hábito de pulular por la corteza de los árboles.

Edáfico: del suelo o relativo a él. Normalmente se aplica a los niveles más superficiales del suelo.

Efecto fundador: formación de una nueva población de individuos a partir de un número muy reducido de éstos, lo que conlleva una escasa diferenciación genética entre los individuos y la fijación de alelos poco frecuentes.

Elatéridos: familia de insectos coleópteros que se caracterizan por tener un mecanismo de clic en el tórax, el cual les permite poder salir lanzado por los aires. El nombre científico es Elateridae.

Endémico: especie propia y exclusiva de una determinada zona.

Endogeo: propio del interior del suelo.

Epiedáfico: propio de la superficie del suelo.

Epigeo: del exterior (en contraposición a hipogeo).

Esciófilo: amante de la sombra.

Espermófago: que se alimenta de semillas.

Estafilínidos: familia de insectos coleópteros extraordinariamente diversas, con casi 50.000 especies descritas. Su forma alargada y los élitros cortos les confieren un aspecto que se aleja del estereotipo de los coleópteros. La mayoría son depredadores. El nombre científico es Staphylinidae.

Estenoico: que tiene un margen estrecho de selección de hábitat.

Eurosiberiano: dícese de la región biogeográfica, o su fauna y flora, que abarca Siberia y la mayor parte de Europa, salvo una franja meridional que circunda el Mediterráneo. El norte de la península ibérica pertenece al dominio eurosiberiano.

Filófago: que se alimenta de hojas.

Frugívoro: que se alimenta de frutos.

Higrófilo: amante de ambientes húmedos.

Hiperdiverso: dícese del grupo de organismos que cuenta con una elevada diversidad específica.

Hipogeo: propio del subsuelo. Aplicable a los espacios subterráneos, y a la fauna, que localizamos por debajo de los horizontes edáficos.

Lepidópteros: orden de insectos con antenas largas, ojos compuestos, boca chupadora y cuatro alas cubiertas de diminutas escamas que se imbrican. Vulgarmente conocidos como mariposas y polillas, aunque en el estado de larva reciben el nombre de oruga. El nombre científico es Lepidoptera.

Lucánidos: familia de insectos coleópteros con hábitos fitófagos. Algunas de sus especies son conocidas bajo el nombre de "ciervos volantes". El nombre científico es Lucanidae.

Matorralización: expansión del matorral a antiguas zonas forestales o de pastizal.

Medio Subterráneo Superficial: una de las tipologías de medio hipogeo. El término se aplica a los espacios subterráneos que se hallan en la zona de disgregación de la roca madre o entre los depósitos coluviales o aluviales. Se suele hacer referencia a este medio de forma abreviada como MSS.

Melanismo: excesivo desarrollo de pigmento oscuro.

Mesotermo: dícese del organismo que vive en condicione de temperaturas medias.

Micófago: que se alimenta de hongos.

Microendémicas: especie propia y exclusiva de una zona muy poco extensa.

Monófago: que se alimenta de un solo tipo de comida.

Oligoceno: época de la era cenozoica que comenzó hace unos 40 millones de años y finalizó hace 23 m.a.

Opiliones: orden de arácnidos conocido también por el nombre de murgaños o segadores. Tienen un parecido superficial con las arañas y también son depredadores aunque no venenosos. El nombre científico es Opiliones.

Paleofauna: dícese de la fauna de períodos geológicos pasados.

Pitfall: trampa de caída que se instala sobre el sustrato y que se utiliza, con frecuencia, para colectar artrópodos del suelo.

Quilópodos: clase de miriápodos conocidos vulgarmente como ciempiés y escolopendras. Son depredadores y algunos de ellos venenosos. El nombre científico es Chilopoda.

Pseudoscorpiones: orden de arácnidos que, por sus pedipalpos hipertrofiados y quelados, recuerdan vagamente a los escorpiones. El nombre científico es Pseudoscorpiones o Pseudoscorpionida.

Relicto: término que se aplica a especies actuales que tienen una distribución muy reducida en comparación con la que tuvieron en tiempos pretéritos. La reducción del área de distribución se puede deber a causas naturales o antrópicas.

Reliquia: equivale al término "fósil viviente".

Resiliencia: propiedad que muestran ciertas comunidades y ecosistemas para absorber perturbaciones, sin alterar significativamente sus características de estructura y funcionalidad, pudiendo volver a su estado original una vez que la perturbación ha cesado.

Retrogresión: proceso de retracción o retroceso respecto a una determinada situación.

Rizófago: que se alimenta de raíces.

Ruderal: dícese de las especies propias de terrenos perturbados, incultos, cunetas, márgenes de caminos, escombreras, etcétera.

Sanidad vegetal: conjunto de acciones que conducen a la conservación del buen estado sanitario de individuos, poblaciones y productos que pertenecen al reino vegetal, tanto de especies agrícolas como forestales.

Saprófago: que se alimenta de materia en descomposición, bien de procedencia vegetal o animal.

Saproxílico: dícese de los organismos que necesitan de los árboles enfermos o muertos, hongos de la madera, o de la presencia de otros saproxílicos, para poder completar su ciclo vital.

Saproxilófago: que se alimenta de madera en descomposición.

Satúrnidos: familia de insectos lepidópteros que reúne a algunas de las mariposas más grandes y espectaculares del mundo. El nombre científico es Saturniidae.

Sintopía: coincidencia geográfica y de hábitat de dos o más especies.

Troglobiomorfo: conjunto de cambios fisológicos/morfológicos que experimentan las especies hipogeas en su respuesta adaptativa al medio. Los más frecuentes son el alargamiento de apéndices, la pérdida de pigmentos tegumentarios, reducción o desaparición de los ojos, o incremente en el número de quimiorreceptores y mecanorreceptores.

Würm: nombre que se le da al período glaciar más reciente en la historia de la Tierra. Tuvo su inicio hace unos 110.000 años y un colapso drástico hace tan sólo unos 10.000 años.

Xerotermo: organismo vegetal que vive en regiones con escasez de precipitaciones, elevada temperatura media y amplio rango de temperaturas.

Xilófago: que se alimenta de madera.

Referencias bibliográficas

Arribas O (2004) *Fauna y paisaje de los Pirineos en la Era Glaciar*. Lynx Edicions, Barcelona

Bartolozzi L (1989) Descrizione di una nuova sottospecie di *Aesalus scarabaeoides* (Panzer, 1795) di Basilicata. *Bolletino de la Società Entomologica Italiana* 121:104-107

Bellés X (1987) *Fauna cavernícola i intersticial de la Península Ibèrica i les Illes Balears*. CSIC-Ed. Moll, Mallorca

Camarero JJ, Bigler CJ, Linares JC, Gil-Pelegrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management* 262: 759-769

Carabajal E, García J, Rodríguez F (1999) Descripción de un nuevo género y una nueva especie de *Trechini* (*Coleoptera*: *Caraboidea*: *Trechidae*) de la cordillera Cantábrica. *Elytron* 13:123-131

Carbiener D (1996) Pour une gestion écologique des forêts européennes. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 29:19-38

Dajoz R (2001) *Entomología forestal: los insectos y el bosque*. *Papel y diversidad de los insectos en el medio forestal*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid

Dajoz R (2002) *Les Coléoptères Carabidés et Ténébrionidés: Écologie et Biologie*. Editions Tec & Doc, Paris

Español F, Bellés X (1982) Noticia de la presencia de "*Aesalus scarabaeoides*" (Panzer) ("Col. *Lucanidae*") en España y actualización de la clave de lucánidos ibéricos. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 11:71-75

Führer E (2000) Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132:29-38

Galiano L, Martinez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-Induced Multifactor Decline of Scots Pine in the Pyrenees and Potential Vegetation Change by the Expansion of Co-occurring Oak Species. *Ecosystems* 13:978-991

García-París M, Ortuño VM (1988) Nuevos datos sobre la distribución y ecología de *Oreocarabus ghilianii* (Ferté-Sénectère, 1874) (Col.: Carabidae). *Boletín de la Asociación*. *Española de Entomología* 12:105-110

Gilgado JD & Ortuño VM (2011) Biological notes and description of egg and first instar larva of *Carabus (Oreocarabus) ghilianii* La Ferté- Sénectère 1847 (*Coleoptera*: *Carabidae*). *Annales de la Société Entomologique de France (nouvelle série)* 47:444-456

Gilgado JD & Ortuño VM (2012) *Carabus (Oreocarabus) guadarramus* La Ferté- Sénectère 1847 (*Coleoptera*: *Carabidae*): first instar larva and reflections on its biology and chorology. *Animal Biodiversity and Conservation* 35:13-21

Golley FB (1977) Insects as regulators of forest nutrient cycling. *Tropical Ecology* 18:116-123

Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI (2013) Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173:1613-1624

Ibáñez S, Nevado JC, Ylla J (2008) *Graellsia isabelae* (Graells, 1849), una nueva especie para la fauna lepidopterológica de Almería (España) (*Lepidoptera*: *Saturniidae*). *SHILAP Revista de Lepidopterología* 36:427-430

IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Juberthie C, Bouillon M, Delay B (1981) Sur l'existence du milieu souterrain superficiel en zone calcaire. *Mémoires de Biospéologie* 8:77-93

Juberthie C, Delay B, Bouillon M (1980) Extension du milieu souterrain en zone non calcaire: description d'un nouveau milieu et de son peuplement par les Colèoptères troglobies. *Mémoires de Biospéologie* 7:19-52

Kühnelt W (1957) *Biología del suelo*. CSIC, Madrid

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009) Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Llobera F, Valladares F (1989) *El litoral mediterráneo español*. *Introducción a la ecología de sus biocenosis terrestres*. *Volumen 1*. Penthalon, Madrid

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797-805

López-Colón JI (2000) Familia *Lucanidae*. En: Martín-Piera F, López-Colón JI. Fauna ibérica (Vol. 14): *Coleoptera, Scarabaeoidea* I. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid

López-Sebastián E, López JC, Selfa J (2001) Nota preliminar sobre la distribución de *Graellsia isabellae* (Graells, 1849) (*Lepidoptera*, *Saturniidae*) en la Provincia de Valencia. *Graellsia* 57:183-184

Matías L, Zamora R, Castro J (2012) Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia* 169:833-844

Mattson WJ, Addy ND (1975) Phytophagous Insects as Regulators of Forest Primary Production. *Science* 190:515-522

Micó E, Murria E, Galante E (2012). *Osmoderma eremita*. En: Matellanes R, Martínez R,

coordinadores. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid

Montero G, Ruiz-Peinado R, Muñoz M (2005) *Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid

Montoya R, Hernández R (1975) *Graellsia isabelae* (Graells). *Vida Silvestre* 12:207-211

Muñoz-Batet J, Soler J, Viñolas A (2007) Nuevas poblaciones de *Aesalus scarabaeoides* (Panzer, 1794) en Cataluña (*Coleoptera*: *Lucanidae*: *Aesalinae*). *Heteropterus Revista de Entomología* 7:91-95

Murria Beltrán E, Murria Beltrán F, Murria Beltrán A (2004) Presencia de *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) en Aragón (España): Distribución y ecología (*Coleoptera*, *Cetoniidae*). *Catalogus de la entomofauna aragonesa* 31:7-23

Nel A (1989) Les Calosomes fossiles de l'Oligocène du sud-est de la France. *Bulletin de la Société Entomologique de France* 93:257-268

Nieto A, Alexander KNA (2010) *European Red List of saproxylic beetles*. Publications Office of the European Union, Luxemburg

Ortuño VM (2011) Diversidad de los insectos, y sus afines, en las cuevas: una visión ecológica para la conservación. En: del Egido M, Juanes D, coordinadores. *La Ciencia del Arte III. Ciencias experimentales y conservación del patrimonio*. Subdirección General de Publicaciones, Información y Documentación, Ministerio de Cultura. Madrid

Ortuño VM, Arillo A (2005). Description of a new hypogean species of the genus *Trechus* Clairville, 1806 from eastern Spain and comments on the *Trechus martinezi*-lineage (*Coleoptera*: *Adephaga*: *Carabidae*). *Journal of Natural History* 39:3483-3500

Ortuño VM, Gilgado JD, Jiménez-Valverde A, Sendra A, Pérez-Suárez G, Herrero-Borgoñón JJ (2013) The "Alluvial Mesovoid Shallow Substratum", a new subterranean hábitat. *Plos One* 8:e76311

Ortuño VM, Jiménez-Valverde A (2011) Taxonomic notes on *Trechini* and description of a new hypogean species from the Iberian Peninsula (*Coleoptera*: *Carabidae*: *Trechinae*). *Annales de la Société Entomologique de France (nouvelle série)* 47:2132

Ortuño VM, Toribio M (1996) *Los Coleópteros Carábidos. Morfología, biología y sistemática. Fauna de la Comunidad de Madrid*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid

Paulian R, Baraud J (1982) *Lucanidae et Scarabaeoidea. Faune des Coléoptères de France, Vol. 2. Encyclopédie Entomologique XLIII*. Lechevalier, Paris

Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829-837

Ranius T, Aguado LO, Antonsson K, Audisio P, Ballerio, A, Carpaneto GM, Chobot K, Gjurašin B, Hanssen O, Huijbregts H, Lakatos F, Martin O, Neculiseanu Z, Nikitsky NB, Paill W, Pirnat A, Rizun V, Ruicănescu A, Stegner J, Süda I, Szwałko P, Tamutis V, Telnov D, Tsinkevich V, Versteirt V, Vignon V, Vögeli M, Zach P (2005) *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:1-44

Rapoport EH (1975) *Aerografía. Estrategias Geográficas de las Especies*. Fondo de Cultura Económica. México-D.F.

Recalde JI, Ugarte I, San Martín AF, Salgueira F (2006) Hallazgo de *Aesalus scarabaeoides* (Panzer, 1794) en Álava (*Coleoptera*, *Lucanidae*). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 39:400-401

Recalde Izurzun JI (2010) "Lista Roja europea de escarabajos saproxílicos" (*Coleoptera*) presentes en la Península Ibérica: actualización y perspectivas. *Heteropterus Revista de Entomología* 10:157-166

Remmert H (1991) *The mosaic-cycle concept of ecosystems. Ecological Studies*. Springer Verlag, Berlin

Retallack GJ (1997) Early forest soils and their role in Devonian global change. *Science* 276:583-585

Riesgo A (1964) *Calosoma sycophanta* L. *Boletín del Servicio de Plagas Forestales* 14:125-128

Romanyk N, Cadahia D (1992) *Plagas de insectos en las masas forestales españolas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid

Romo H, García-Barros E, Martín J, Ylla J, López M (2012) *Graellsia isabelae*. En: Matellanes R, Martínez R, coordinadores. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid

Rosas G, Ramos MA, García-Valdecasas A (1992) *Invertebrados españoles protegidos por convenios internacionales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*. ICONA-CSIC, Madrid

San Martín Moreno AF, Recalde Izurzun JI (2008) Nuevo registro de *Aesalus scaraboides* (Panzer, 1794) en la Península Ibérica y actualización de la fauna navarra de lucánidos (*Coleoptera*: *Lucanidae*). *Heteropterus Revista de Entomología* 8:113-112

Schowalter TD (1981) Insect herbivore relationship to the state of the host plant: biotic regulation of ecosystem nutrient cycling through ecosystem succession. *Oikos* 37:126-130

Serrano J (2013) Nuevo catálogo de la familia Carabidae de la península Ibérica (*Coleoptera*). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia

Serrano J, Lencina JL (2006) *Carabus (Oreocarabus) ghilianii* La Ferté-Sénectère, 1874. En: Verdú JR, Galante E, editores. *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección general para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Soria S, Abós F, Martín E (1986) Influencia de los tratamientos con diflubenzurón ODC 45 por 100 sobre pinares en las poblaciones de *Graellsia Isabelae* (Graells) (*Lep. Syssphingidae*) y reseña de su biología. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 12:29-50

Speight MCD (1989) *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment Series 46, Council of Europe. Strasbourg

Thiele H-U (1977) *Carabid beetles in their environments. A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour.* Springer-Verlag, Berlin

Turin H, Peney L, Casale A (2003) *The genus Carabus in Europe. A Synthesis*. Pensoft Publishers, Sofia

Vandel A (1965) *Biospeleology: La Biologie des Animaux cavernicoles*. Gauthier-Villars, Paris

Van Meer C (1999) Données entomologiques sur une très vieille forêt de feuillis: la forêt de Sare. *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux* 27:1-17

Viejo JL, Sánchez Cumplido C (1995) Normas legales que protegen a los artrópodos en España. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 19:175-189

Viejo Montesinos JL (2002) Lepidópteros españoles. En: Pineda FD, de Miguel JM, Casado MA, Montalvo J, editores. *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid

Vila-Cabrera A, Martinez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1162-1172

R.J. Wilson[1,2*], J. Gutiérrez Illán[2,3], D. Gutiérrez[2]

[1] *College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Exeter EX4 4PS, Reino Unido*
[2] *Área de Biodiversidad y Conservación, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, Tulipán s/n, Móstoles, Madrid E28933*
[3] *Department of Forest Ecosystems and Society, Oregon State University, Corvallis, OR 97331, EEUU*
[*] *Correo electronico: R.J.Wilson@exeter.ac.uk*

12 Cambios experimentados por los lepidópteros de la Sierra de Guadarrama entre los periodos 1967-1973 y 2004-2005

Resultados clave

- La temperatura media anual en la Sierra de Guadarrama sufrió un aumento de 1,3ºC a lo largo de un periodo de treinta años.
- Los límites altitudinales inferiores de varias especies de mariposas se desplazaron hacia zonas más elevadas, teniendo como consecuencia una reducción en su área de distribución regional.
- Se produjo una disminución de la riqueza de especies en las localidades situadas por debajo de los 1200 m de altitud. Por encima de los 1200 m, algunas especies de amplia distribución llegaron a colonizar zonas más altas.
- En la actualidad, muchas especies han desaparecido de las zonas bajas donde sus plantas hospedadoras están todavía presentes. Esto apoya la idea de que el principal factor responsable de los cambios observados haya sido la variación climática y no las modificaciones en los usos del suelo.

Contexto

Numerosos estudios indican que las variables climáticas tienen una importancia crucial a la hora de explicar los límites de distribución actuales de las especies y los patrones globales de biodiversidad (Gaston 2000; Soberón & Nakamura 2009). Esta relación se ha utilizado para predecir el riesgo de extinción de las especies en las diferentes situaciones de cambio climático futuro (Thomas et al. 2004). Las predicciones de los modelos elaborados pueden contrastarse con evidencia empírica de los cambios en la distribución de los organismos debidos a cambios climáticos recientes (Maclean & Wilson 2011).

Con el aumento de la temperatura, se espera que las especies reajusten su distribución, desplazando sus poblaciones hacia latitudes más elevadas (Thomas 2010). Diversas evidencias indican que en la actualidad un gran número de especies ha expandido su distribución en sus límites latitudinales superiores (Parmesan & Yohe 2003; Hickling et al. 2006; Parmesan 2006), con tasas de desplazamiento más rápidas en aquellas zonas en las que el calentamiento ha sido mayor (Chen et al. 2011). Sin embargo, son mucho más escasos los estudios que reflejan una retracción en los límites latitudinales inferiores asociada a subidas de temperatura (Parmesan et al. 1999; Sunday et al. 2012).

En el caso de España, el estudio de los cambios en los límites latitudinales inferiores de distribución es crucial a la hora de comprender los efectos del cambio climático en la biodiversidad. Durante los periodos glaciales, muchas especies europeas se acantonaron en refugios situados en la península ibérica (Huntley & Birks 1983). Con el aumento progresivo de la temperatura durante el Holoceno, algunas de esas especies expandieron su distribución hacia zonas más septentrionales de Europa, sin experimentar aparentemente ningún cambio latitudinal en las áreas de montaña de la península ibérica. Por su parte, otras especies se han diversificado taxonómicamente en los refugios glaciales situados en los macizos montañosos, pero no han llegado a expandir su distribución hacia latitudes más septentrionales (Hewitt 2004). Debido a toda esta serie de fenómenos, los macizos montañosos de la península ibérica albergan una elevada diversidad de especies, que figura entre las más altas de Europa. Además, las poblaciones situadas en los límites de distribución más meridionales han estado expuestas, y todavía lo están, a una amplia variabilidad climatológica glacial e interglacial (López-García et al. 2010). Por ello, presentan una elevada diversidad genética intraespecífica,

lo que les convierte en importantes objetivos de conservación (Hampe & Petit 2006). Según los modelos bioclimáticos que se han llevado a cabo, esas poblaciones podrían llegar a ser muy vulnerables si el cambio climático se produce a una tasa relativamente elevada (Araújo et al. 2006; Settele et al. 2008).

El hecho de que existan pocos casos de contracción en los límites latitudinales inferiores se debe posiblemente a que, dentro de una determinada región, las especies suelen mostrar una reducción gradual de su abundancia, persistiendo durante algún tiempo en los fragmentos de hábitat más favorables (Wilson et al. 2004). Estos refugios pueden localizarse en zonas de montaña, donde la forma más evidente de dicho declive es el desplazamiento sistemático hacia altitudes más elevadas debido a la extinción de poblaciones situadas en las áreas más bajas (Thomas et al. 2006). Durante la última década, varios estudios indican que las especies son capaces de desplazar su distribución altitudinal hacia zonas más elevadas como respuesta al cambio climático, y por ello se han empezado a evaluar las posibles consecuencias que podrían tener dichos desplazamientos sobre la biodiversidad (Colwell et al. 2008; Chen et al. 2011; Wilson y Gutiérrez 2011; Tingley et al. 2012).

Los lepidópteros constituyen un grupo ideal para abordar este tipo de estudios. Para poder detectar los cambios en la distribución altitudinal de una especie hay que partir de una serie de datos históricos con una resolución espacial fina y con un error de observación no demasiado grande. Las mariposas constituyen un grupo taxonómico del que existe información histórica relativamente detallada y cuyas poblaciones son susceptibles a los cambios en las condiciones térmicas (Roy et al. 2001). Además, muchas de las especies están asociadas a plantas hospedadoras o hábitats concretos, lo que constituye información adicional crucial para discernir si los desplazamientos de la distribución son debidos a cambios en las condiciones climáticas o más bien a cambios en la vegetación o usos del suelo (Franco et al. 2006). Por su parte, las mariposas son indicadores de la biodiversidad y de la "salud" general de los ecosistemas terrestres (Thomas 2005). Los lepidópteros proporcionan servicios ecosistémicos como polinizadores (Herrera 1987), y constituyen una fuente de alimento para otros organismos (Vaughan 1997; Wilson et al. 1999). Además, éstos insectos representan un componente importante del valor estético de los ecosistemas (González-Bernáldez 1981), que puede incluso traducirse en bienes económicos por medio del comercio o del turismo (Morgan-Brown et al. 2010).

La Sierra de Guadarrama, localizada en el Sistema Central, es una zona con una elevada diversidad de mariposas, muchas de las cuales están restringidas a las montañas del centro y del sur de la península ibérica (García Barros et al. 2004). Gracias a la aplicación de

Figura 1.

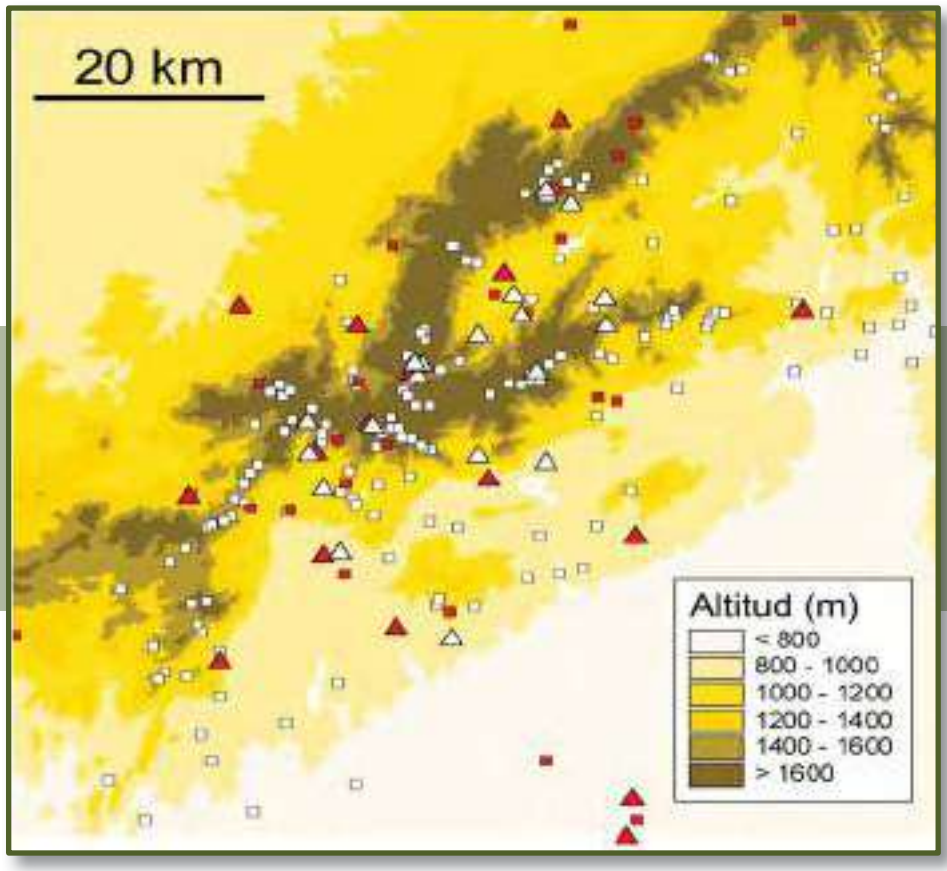


Figura 1. Mapa de la Sierra de Guadarrama en el que se muestra la altitud y las localidades de muestreo de mariposas. La intensidad del color hace referencia a los intervalos de altitud de 200 m, desde la más clara (<800 m) hasta la más oscura (≥1600 m). Localidades: símbolos rojos - 1967-1973; símbolos blancos - 2004-2005; triángulos grandes - localidades muestreadas intensivamente utilizadas para los análisis de riqueza y composición local de especies; cuadrados pequeños - localidades adicionales muestreadas para el análisis regional. Los intervalos altitudinales representan el 25,4% (<800 m), 28,1% (800-1000 m), 20,6% (1000-1200 m), 10,8% (1200-1400 m), 7,4% (1400-1600 m), y 7,7% (≥1600 m) de la superficie total del rectángulo de 6.400 km^2. En la Tabla 1 se encuentra un resumen de la información sobre las localidades de muestreo en cada periodo de estudio.

Fuente: Elaborado a partir de Wilson et al. (2007).

Tabla 1. Resumen de los sistemas de estudio utilizados para examinar los cambios en la fauna de mariposas de la Sierra de Guadarrama entre 1967-1973 (Monserrat 1976) y 2004-2005 (Wilson et al. 2005, 2007). El superíndice junto al número de localidades indica el número de sitios en los que se realizó un mayor esfuerzo de muestreo y que se utilizaron para el análisis de la riqueza y composición local de especies.

Período	Número de localidades	Altitud mínima (m)	Altitud máxima (m)	Número total de visitas
1967-1973	44[17]	620	2040	928
2004-2005	181[20]	605	2320	1212

modelos bioclimáticos, se ha determinado que una elevada proporción de esas especies podría verse amenazada por el cambio climático proyectado para las próximas décadas (Settele et al. 2008). Durante el periodo 1967-1973, se realizó un estudio detallado de la fauna de mariposas de la Sierra de Guadarrama en 44 localidades situadas entre los 600 y 2100 m de altitud (Monserrat 1976; Figura 1, Tabla 1). El presente trabajo describe los cambios observados en la distribución y diversidad de mariposas a lo largo del gradiente altitudinal de la Sierra de Guadarrama a partir del año 2004, comparándolos con el trabajo efectuado en 1967-1973.

Resultados y discusión

Cambios en las condiciones meteorológicas

La temperatura media anual en la Sierra de Guadarrama sufrió un incremento de 1,3 ºC en treinta años (intervalo entre los periodos 1967-1973 y 1997-2003; Tabla 2, Figura 2a). En los dos periodos, la temperatura media anual disminuyó aproximadamente 6 ºC por cada 1000 m de ascenso en altitud. Por lo tanto, un incremento en la temperatura media de 1,3 ºC supuso que era necesario ascender unos 225 m para tener en 1997-2003

Figura 2.

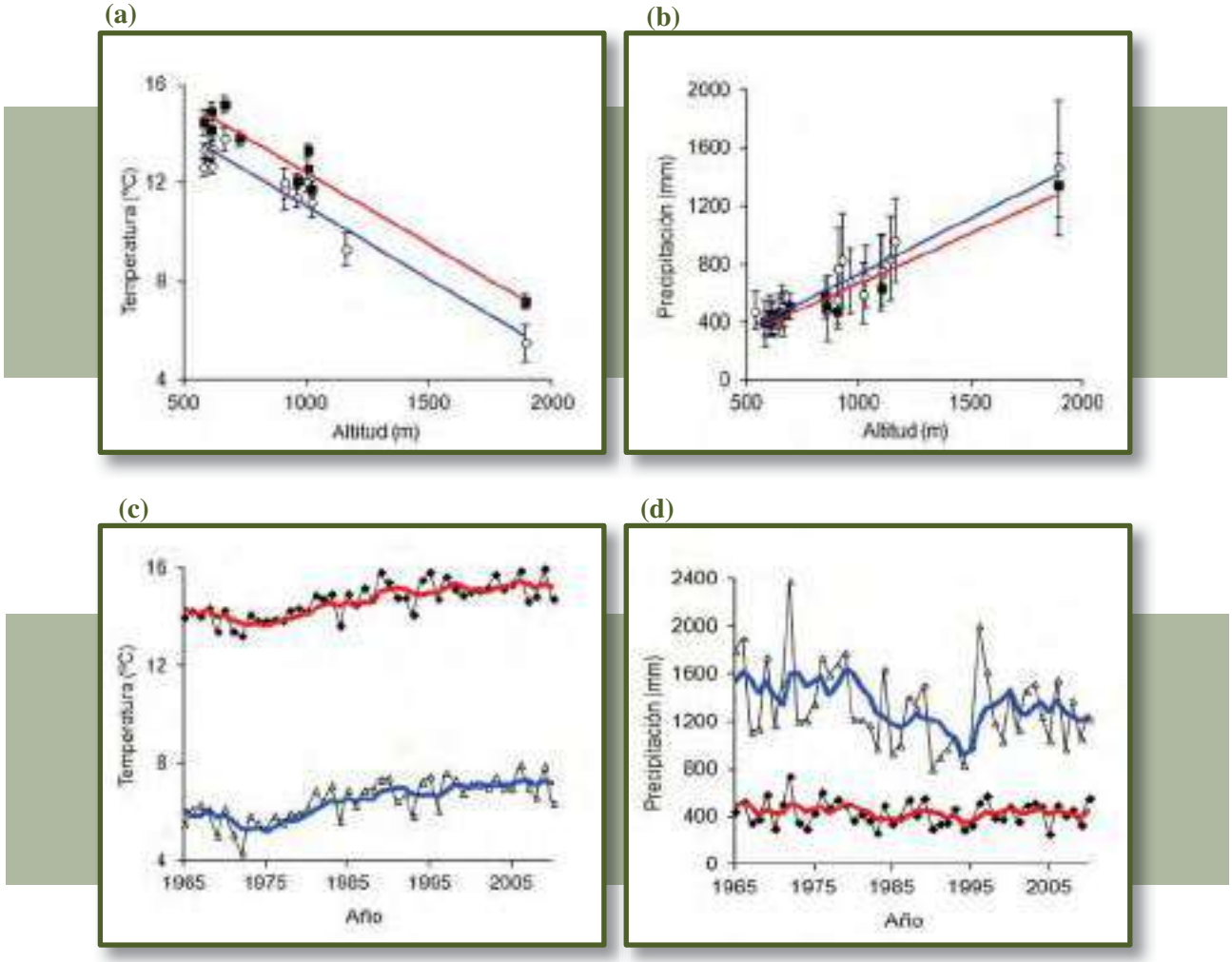


Figura 2. Cambios temporales en las condiciones meteorológicas de la Sierra de Guadarrama. a) Temperatura media anual registrada en las estaciones meteorológicas frente a la altitud en 1967-1973 (símbolos blancos, línea azul) y en 1997-2003 (símbolos negros, línea roja); b) precipitación anual. c) Temperatura media anual y d) precipitación anual de las estaciones meteorológicas del Puerto de Navacerrada (1.894 m, triángulos, línea azul) y Madrid Retiro (667 m, rombos, línea roja) entre 1965 y 2010. Los símbolos unidos por líneas indican el valor anual y las líneas de color las medias móviles con un intervalo de 5 años. En (a) y (b) las barras de error indican la desviación típica de la media anual.

Fuente: Elaboración propia (datos procedentes de la Agencia Estatal de Meteorología, www.aemet.es).

Tabla 2. Regresiones lineales de a) la temperatura media anual (ºC) y b) la precipitación anual (mm) frente a la altitud (km) en 1967-1973 y 1997-2003.

Período	R^2	N[1]	F	B_0[2]	±EE	B_1[3]	±EE
a) Temperatura (ºC)							
1967-1973	0,93	13	155,7***	16,9	0,5	-5,9	0,5
1997-2003	0,94	10	132,6***	18,2	0,5	-5,8	0,5
b) Precipitación (mm)							
1967-1973	0,91	21	180,4***	-32,9	53,2	766,7	57,1
1997-2003	0,94	11	140,1***	16,3	53,5	683,2	57,7

[1]Número de estaciones meteorológicas. [2]Las unidades del parámetro corresponden a unidades de temperatura o precipitación. [3]Temperatura media anual o precipitación = $B_0 + B_1 \cdot$Altitud (km). Significación: *** P <0.001.

unas condiciones térmicas similares a las de 1967-1973. La precipitación media anual se incrementó con la altitud en ambos periodos, pero no se observaron diferencias significativas entre ellos (Tabla 2, Figura 2b). No obstante, tanto las medias anuales de temperatura como de precipitación en los últimos 50 años han mostrado hasta la fecha una amplia variabilidad interanual, tal y como se manifiesta en dos localidades de la provincia de Madrid de las que se dispone de registros a largo plazo (Figura 2c, d). La temperatura media anual se ha incrementado con una tasa de unos 0,4 °C por década en Madrid Retiro (667 m de altitud, 0,36 °C por década) y en el Puerto de Navacerrada (1894 m; 0,42 °C por década). La precipitación anual ha descendido con una tasa de 73 mm por década en el Puerto de Navacerrada pero no ha mostrado una tendencia significativa en Madrid Retiro.

Los cambios experimentados por la fauna de mariposas de la Sierra de Guadarrama fueron consistentes con lo esperable según el aumento de temperaturas en la zona. Estos cambios se observaron tanto a nivel de distribución de especies individuales como de riqueza y composición de las comunidades de mariposas.

Cambios en la distribución de especies

De las 23 especies de mariposas estudiadas con mayor detalle entre 1967-1973 y 2004, hubo 19 que presentaron un óptimo altitudinal (altitud en la que la probabilidad de presencia de una especie fue máxima, estimada mediante regresión logística) dentro del rango de altitudes estudiadas en la Sierra de Guadarrama. La comparación entre los óptimos altitudinales de ambos periodos mostró que estas especies experimentaron un cambio medio de +119 m, con 14 especies cuyos óptimos altitudinales sufrieron un ascenso, y 5 que sufrieron un descenso.

El proceso dominante en los cambios en la fauna de mariposas de la Sierra de Guadarrama fue la extinción de especies en zonas bajas y no la colonización de zonas elevadas. En 17 de las 23 especies, los límites altitudinales inferiores se desplazaron hacia mayores altitudes entre los dos periodos de estudio (cambio medio +134 m). No obstante, hay que tener en cuenta que los desplazamientos de los límites de distribución podían haber sido causados por los cambios en su área de distribución, debido a que las especies en expansión podían haber colonizado las altitudes superiores e inferiores, mientras que las especies en retracción podían haber desaparecido de dichas altitudes. En el caso de las 16 especies de montaña (restringidas a altitudes superiores a los 800 metros), el incremento de los límites altitudinales inferiores no fue sólo el resultado de una posible expansión o retracción (estimada como cambios en ocupación), ya que en ambos casos desaparecieron de las altitudes bajas (Figura 3a). Así, un análisis de regresión lineal indicó que los límites inferiores ascendieron 212 m una vez que se tuvo en cuenta el efecto de los cambios en ocupación (Wilson et al. 2005). Por el contrario, en el caso de las 7 especies de zonas bajas (aquellas con poblaciones por debajo de los 800 m), los límites altitudinales inferiores no cambiaron significativamente. En cuanto a los límites altitudinales superiores, el ascenso observado en 12 de las 23 especies no representó un cambio significativo una vez que se tuvo en cuenta el efecto de los cambios en ocupación. La Figura 3b muestra que las especies en retracción sufrieron un descenso de su límite altitudinal superior, mientras que las especies en expansión experimentaron un ascenso.

Los desplazamientos de la distribución de las especies hacia altitudes más elevadas supusieron una reducción del 22% de la extensión del hábitat de las 16 especies de montaña. Esto se debe a que las montañas tienen una forma cónica, y por lo tanto su área se reduce según se asciende en altitud (Figura 4). Como resultado de este fenómeno, algunas especies en expansión y la mayoría de las especies en retracción sufrieron una reducción en la extensión de su hábitat (Figura 3c).

En un análisis más amplio que comprendía 54 especies, se comparó la distribución altitudinal entre los dos periodos de estudio (en este caso 1967-1973 y 2004-2005) utilizando intervalos de altitud de 200 m.

Figura 3.

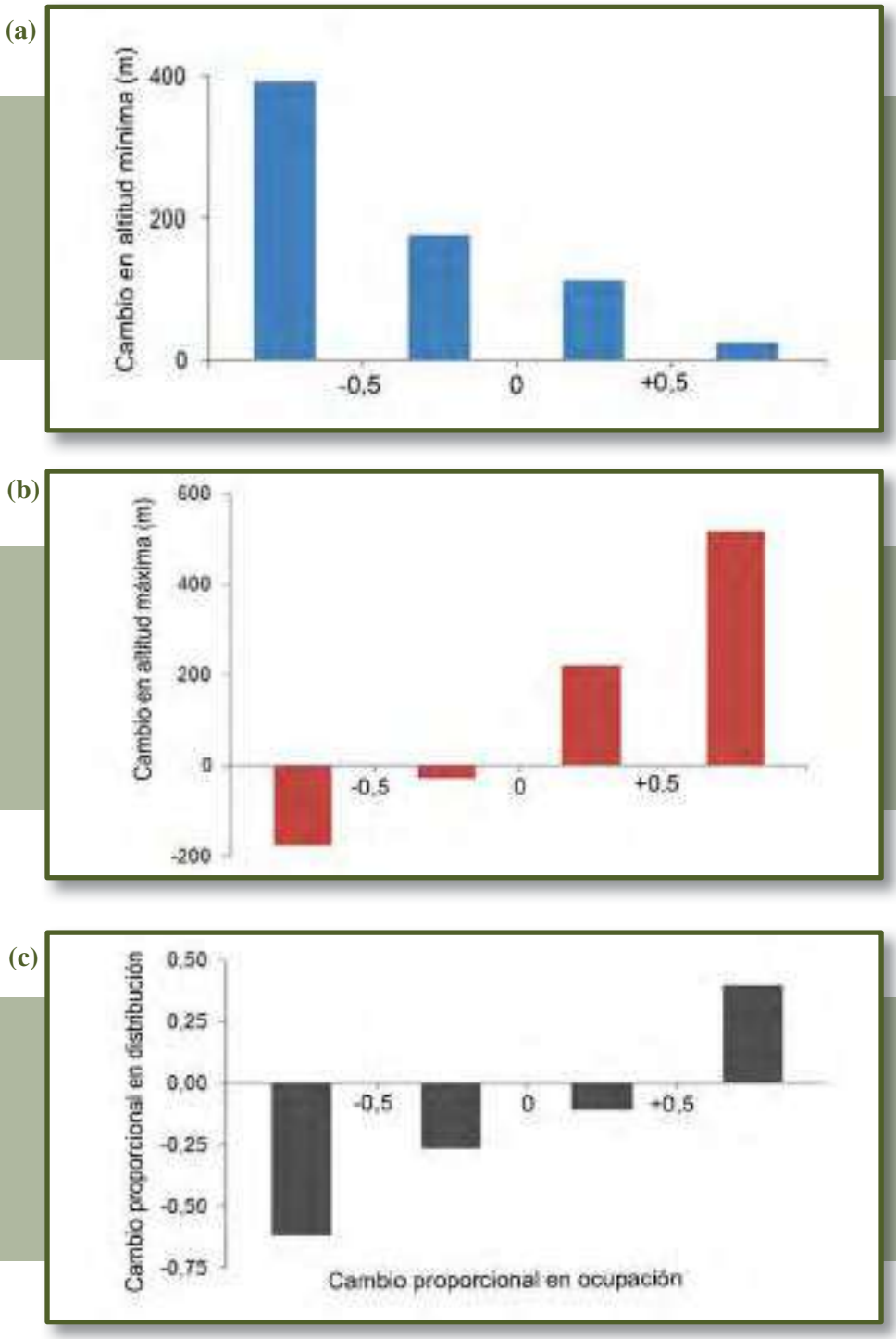


Figura 3. Cambios en la distribución de las 16 especies de montaña en la Sierra de Guadarrama entre 1967-1973 y 2004. a) Cambio medio en el límite altitudinal inferior (m); b) cambio medio en el límite altitudinal superior (m); c) cambio proporcional del área habitable con ≥20% de probabilidad de ocupación de acuerdo con los modelos de distribución. El eje de abcisas de cada figura indica el cambio proporcional en el número de localidades de estudio ocupadas por las especies entre 1967-1973 y 2004. Las especies están agrupadas según la tasa de su cambio de ocupación. Retracción fuerte (<-0.5): *Erebia meolans, Melanargia russiae, Melitaea cinxia, Parnassius apollo, Satyrus actaea*. Retracción leve (-0.5-0): *Argynnis adippe, Argynnis aglaja, Coenonympha arcania, Erebia triaria, Lycaena alciphron*. Expansión leve (0-0.5): *Argynnis paphia, Hesperia comma, Lycaena virgaureae*. Expansión fuerte (>0.5): *Hipparchia alcyone, Hyponephele lycaon, Pyronia tithonus*.

Fuente: Elaboración propia

Veintiséis de las especies mostraron un desplazamiento hacia altitudes más elevadas, 14 hacia altitudes más bajas y otras 14 no sufrieron ningún cambio (Tabla 3; Wilson & Gutiérrez 2011). De las 26 especies que ascendieron en altitud, 19 de ellas mostraron un desplazamiento de los límites altitudinales inferiores, mientras que 9 especies lo presentaron en los superiores.

Cambios en las comunidades

Los cambios en la distribución de especies mencionados anteriormente supusieron un desplazamiento hacia altitudes más elevadas de los patrones de riqueza y composición específica de las comunidades a lo largo del gradiente altitudinal. En ambos periodos, la riqueza de especies mostró un máximo a altitudes intermedias

Figura 4.

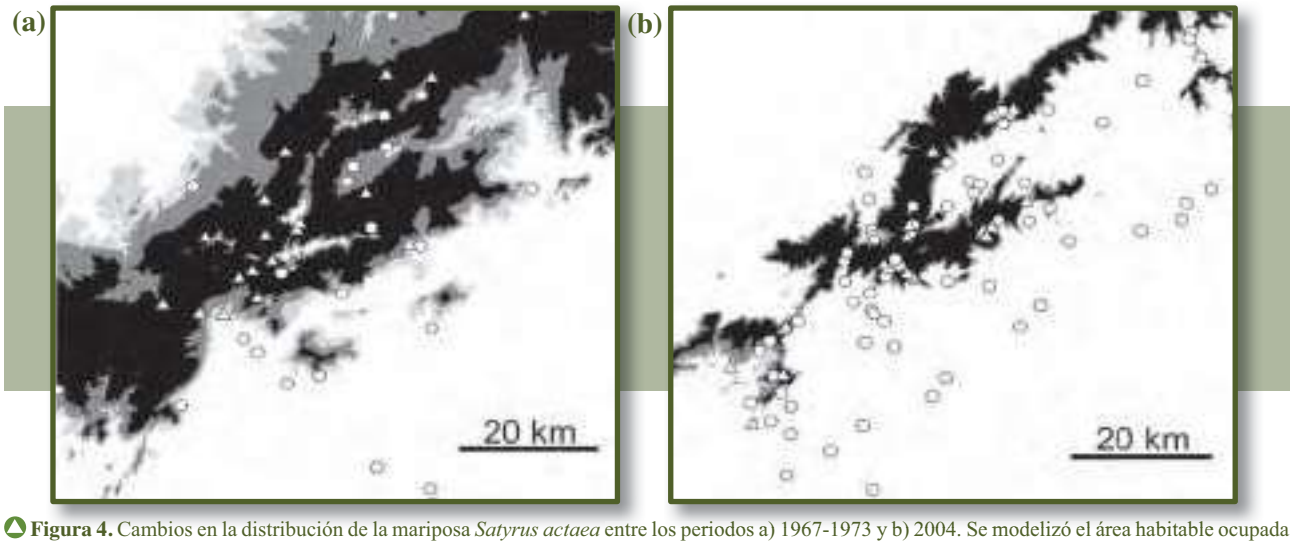


Figura 4. Cambios en la distribución de la mariposa *Satyrus actaea* entre los periodos a) 1967-1973 y b) 2004. Se modelizó el área habitable ocupada con una probabilidad de ≥10% (gris claro), ≥20% (gris oscuro) o ≥50% (negro) mediante regresión logística utilizando los registros de presencia (triángulos) y ausencia (círculos) frente a la altitud. En este caso, el límite inferior se desplazó desde una altitud de 990 m en el periodo 1967-1973 hasta 1450 m en el año 2004. La especie sufrió una disminución correspondiente a un 70% en la extensión de su hábitat.

Fuente: Elaborado a partir de Wilson et al. (2005).

Tabla 3.

		Límite superior: Descenso altitudinal (Descenso)	Límite superior: Sin cambios	Límite superior: Expansión de distribución (Ascenso)
Límite inferior	Descenso	*Euphydryas aurinia* *Lysandra albicans*	*Cynthia cardui* *Limenitis reducta* ***Lycaena virgaureae*** *Pseudophilotes panoptes* *Thecla quercus*	***Hyponephele lycaon*** *Kanetisa circe* ***Pyronia tithonus***
	Sin cambios	*Cupido minimus* *Glaucopsyche alexis* *Glaucopsyche melanops* *Laeosopis roboris* ***Melitaea cinxia*** *Nymphalis polychloros* *Pyronia cecilia*	***Erebia meolans*** *Hipparchia statilinus* *Lycaena tityrus* ***Melanargia russiae*** *Melitaea phoebe* *Polygonia c-album* *Polyommatus icarus* *Pyronia bathseba* *Zerynthia rumina*	*Celastrina argiolus* ***Coenonympha arcania*** ***Hipparchia alcyone*** *Iphiclides podalirius* *Lasiommata megera* *Maniola jurtina* *Papilio machaon*
	Ascenso	*Anthocharis cardamines* *Cyaniris semiargus* **Contracción de distribución**	*Aglais urticae* *Anthocharis belia* *Aporia crataegi* ***Argynnis adippe*** ***Argynnis aglaja*** *Brenthis daphne* ***Erebia triaria*** ***Hesperia comma*** *Inachis io* *Lasiommata maera* ***Lycaena alciphron*** *Melitaea trivia* *Pararge aegeria* *Parnassius apollo* *Pieris napi* ***Satyrus actaea*** *Vanessa atalanta*	***Argynnis paphia*** *Melanargia ines* **Ascenso altitudinal**

Tabla 3. Cambios en las altitudes máximas y mínimas de 54 especies de mariposas entre 1967-1973 y 2004-2005. La tabla muestra los intervalos de altitud (máximo y mínimo) de 200 m en los que se registraron las especies teniendo en cuenta las variaciones en el esfuerzo de muestreo (Wilson & Gutiérrez 2011). Las 54 especies incluidas son aquellas para las que se registraron al menos 20 individuos. Los nombres que aparecen resaltados corresponden a las 16 especies de montaña (registradas por encima de 800 m, negrita) y a las 7 especies registradas por debajo de 800 m (subrayado) analizadas en Wilson et al. (2005). Se observaron 12 especies adicionales que estaban presentes en todos los intervalos de 200 m en ambos periodos (como *Melanargia lachesis*) y que no se incluyen en la tabla. El sombreado oscuro señala a aquellas especies cuya distribución altitudinal ha ascendido y el sombreado claro aquellas en las que ha descendido.

(Figura 5a). Sin embargo, la comparación de los patrones de riqueza entre ambos periodos mostró una reducción de la misma en 2004-2005 con respecto a 1967-1973, sobre todo en las localidades situadas por debajo de los 1200 m de altitud. La riqueza media de especies de las localidades fue 49 en 1967-1973 (n = 17 localidades) y 45 en 2004-2005 (n = 20 localidades).

La composición local de especies estuvo claramente ligada a la altitud en ambos periodos de estudio (Figura 5b). En 2004-2005, para encontrar comunidades de composición similar a las de 1967-1973, había que ascender del orden de 293 m en el gradiente altitudinal (Figura 5c). Es muy probable que la disminución en riqueza, particularmente en altitudes bajas, y el desplazamiento de la composición de especies a altitudes superiores, se haya debido a la desaparición de las especies de montaña en las zonas bajas y a la

Figura 5.

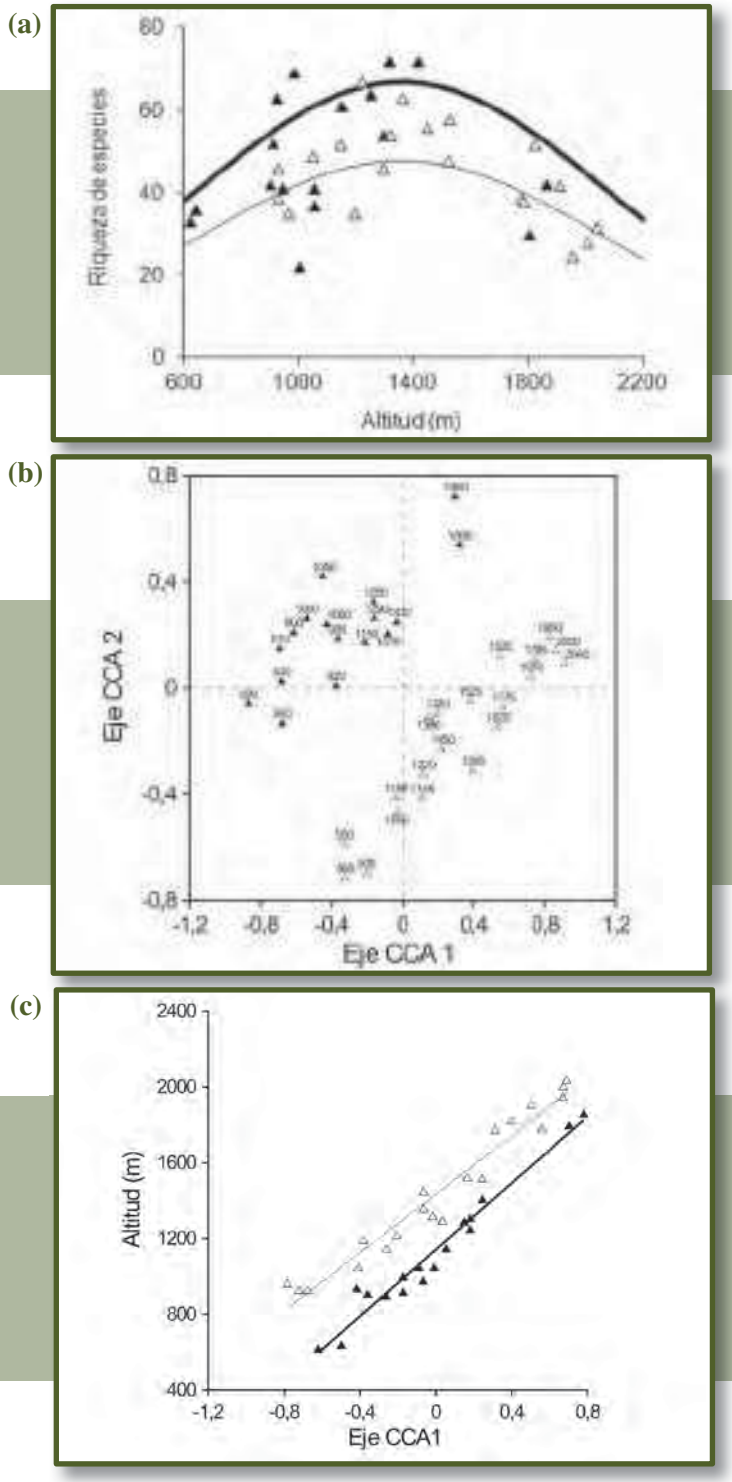


Figura 5. Riqueza y composición de especies de las localidades con muestreo intensivo en 1967-1973 (triángulos negros, línea gruesa) y 2004-2005 (triángulos blancos, línea fina). a) Las curvas de la figura muestran el modelo de mejor ajuste, con una riqueza significativamente menor en 2004-2005 (P <0,001 para el efecto del periodo de muestreo). b) Patrones de composición de especies representados en un diagrama de CCA. Las 37 localidades están ordenadas de acuerdo con su altitud a lo largo del eje CCA 1, mientras que las localidades visitadas en distintos periodos están separadas por los dos ejes. c) Relación entre la altitud y el eje CCA 1 para las 37 localidades, indicando el periodo en el que fueron muestreadas. En el análisis, la diferencia entre los puntos de corte de 0,293 ± 0,026 kilómetros indica que las localidades muestreadas en 1967-1973 tenían comunidades de mariposas similares a las de las localidades situadas 293 m más arriba en 2004-2005.

Fuente: Elaborado a partir de Wilson et al. (2007).

colonización de las zonas altas por las especies de amplia distribución (Wilson et al. 2007).

Atribución de los impactos observados al cambio climático

Existe una elevada probabilidad de que el cambio climático haya sido responsable, al menos en parte, de los cambios altitudinales observados a nivel de distribución de especies individuales y de comunidad. Los ascensos de los límites altitudinales inferiores (+212 m para 16 especies de montaña) y de la composición específica de las comunidades (+293 m) se aproximaron bastante a los cambios esperables de acuerdo con el incremento en la temperatura media anual entre los dos periodos (+1,3ºC ≈ 225 m). No obstante, en la Sierra de Guadarrama, la influencia antrópica sobre el paisaje ha sido más importante en las zonas bajas que en las altas, al igual que en otras zonas de montaña (Nogués-Bravo et al. 2008). Este hecho dificulta en cierta medida la separación de los efectos asociados a los cambios en los usos del suelo de los relacionados con el cambio climático.

Varias evidencias apuntan a que los cambios bióticos observados responden más a factores climáticos que a cambios en los usos del suelo. La distribución de especies (Gutiérrez Illán et al. 2010a) y la riqueza y composición de las comunidades de mariposas (Gutiérrez Illán et al. 2010b) están más relacionadas con factores ambientales ligados a la topografía (por ejemplo, altitud, radiación solar) que con la cobertura vegetal del terreno. Este resultado sugiere que la vegetación adecuada puede aún estar presente en la Sierra de Guadarrama en cantidad y calidad suficientes para las especies de mariposas de estudio, pero que los cambios en el clima pueden haber modificado las condiciones en determinadas altitudes de forma que ahora no sean apropiadas para estas especies. Por ejemplo, en las extensas áreas protegidas de la región, como el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (PRCAM), menos del 10% de la cobertura del suelo es urbano o de cultivo (De las Heras et al. 2011), que son los dos tipos de cobertura de suelo menos favorables para la mayor parte de las especies de mariposas. En el área de estudio, la cobertura de hábitats naturales y semi-naturales, como bosques, matorrales y pastizales sigue representando el 51,8% de la superficie total (Gutiérrez Illán et al. 2010a). La cobertura de bosques y matorrales ha aumentado en las últimas décadas en el PRCAM debido al abandono de las zonas rurales (De las Heras et al. 2011; López-Estébanez et al. 2012), aunque éste hecho no parece suficiente para explicar los cambios sistemáticos en la distribución altitudinal de mariposas que se describen en este estudio.

La desaparición de poblaciones de algunas especies de mariposas, sobre todo las situadas en los límites altitudinales inferiores de su distribución, es muy probable que esté relacionada con el cambio climático. Las poblaciones de esas mariposas están restringidas a aquellas localidades en las que están presentes las plantas hospedadoras de sus larvas. Sin embargo, los ascensos altitudinales se observaron en varias especies que tienen plantas hospedadoras con amplia distribución (Tolman & Lewington 1997). Algunas de ellas están restringidas a zonas altas (*Argynnis adippe*, *A. aglaja*, *Lycaena alciphron*, *L. virgaureae*), a pesar de que otras mariposas emparentadas que utilizan las mismas plantas hospedadoras son comunes en todas las altitudes (*Argynnis pandora*, *Lycaena phlaeas*). Esto indica que la distribución de las especies no sólo responde a la ubicación de los hábitats en los que se encuentran las plantas hospedadoras.

Es posible que los cambios en las condiciones climáticas puedan haber aumentado la tasa de mortalidad de algunas especies en las altitudes bajas. Por ejemplo, la mariposa *Aporia crataegi* ha desaparecido en varias localidades por debajo de los 900 m en las que las plantas hospedadoras, *Crataegus monogyna* y *Prunus spinosa*, son aún relativamente abundantes (Merrill et al. 2008). Un experimento de translocación de huevos de esta

Figura 6.

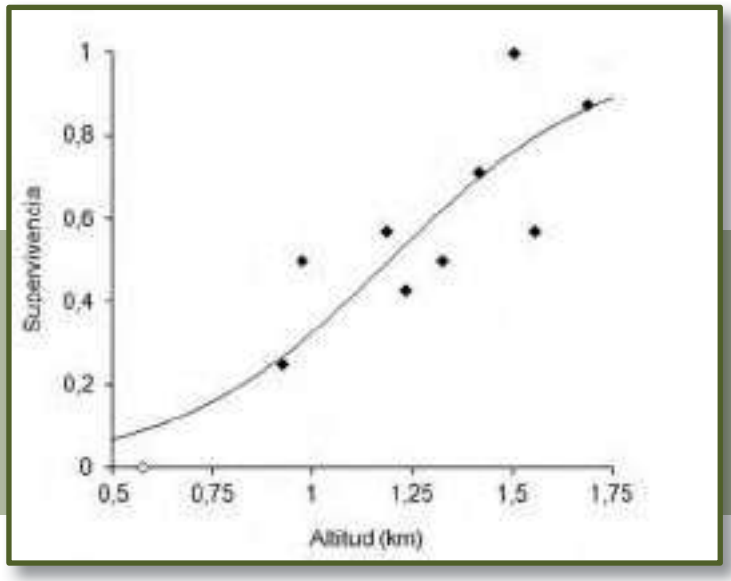


Figura 6. La supervivencia estival de los huevos de la mariposa *Aporia crataegi* se incrementa según aumenta la altitud. La figura muestra la supervivencia de puestas de huevos trasplantadas a diferentes altitudes en julio de 2006 dentro del rango altitudinal de *A. crataegi* (n = 8 puestas trasplantadas por localidad, símbolos negros) o por debajo de su límite altitudinal inferior (4 puestas en una única localidad, símbolo blanco). La línea muestra el ajuste de un modelo lineal generalizado ($F_{1,8}$ = 11,61, P = 0,009, n = 10). Para más detalles, véase Merrill et al. (2008).

Fuente: Elaborado a partir de Merrill et al. (2008).

especie mostró que la supervivencia juvenil durante la época estival se incrementaba según se ascendía en altitud (Figura 6). Por lo tanto, es muy probable que un aumento en mortalidad juvenil asociado a temperaturas más altas haya sido el responsable de la desaparición de esta especie de las zonas situadas por debajo de los 900 m (Merrill et al. 2008).

El cambio climático es también la explicación más plausible del ascenso del límite superior de la distribución altitudinal de las especies, debido a que, entre otras razones, las temperaturas más altas pueden favorecer la supervivencia a la hibernación, prolongar la estación de crecimiento (Gutiérrez Illán et al. 2012), o incrementar la fecundidad de los individuos que habitan en localidades que antes eran más frías. El abandono de las actividades tradicionales de pastoreo en las zonas más altas también podría dar lugar a un mayor crecimiento de la vegetación arbustiva y arbórea (Sanz-Elorza et al. 2003), lo que aumentaría la calidad del hábitat para las especies que se asocian con éstos hábitats más frondosos, como *Argynnis paphia*, *Hipparchia alcyone* o *Celastrina argiolus* (Tabla 3). Sin embargo, las plantas hospedadoras de algunas especies (como *Aporia crataegi*) tienen límites altitudinales superiores en la Sierra de Guadarrama, lo que a su vez impone un límite superior a la distribución de las mariposas, y por lo tanto restringe el potencial aumento de la riqueza de especies a estas altitudes. Si el cambio climático está desplazando la distribución de las mariposas fuera del rango altitudinal en el que aparecen sus plantas hospedadoras, el resultado final sería una disminución del solapamiento entre las áreas de ambas especies, y en consecuencia, una reducción en el área de distribución de las mariposas.

La denominada hipótesis "especies-energía" predice que el cambio climático provocará una disminución de la biodiversidad en las latitudes más bajas a medida que esas regiones, ahora relativamente templadas y húmedas, se vuelvan más calurosas y secas (Hawkins et al. 2003). En la península ibérica, la diversidad de especies de mariposas es menor en latitudes y altitudes bajas (Hawkins & Porter 2003; Stefanescu et al. 2004). En consecuencia, hay una "fuente" limitada de especies susceptibles de colonizar las altitudes y latitudes más altas, que podría no ser suficiente para compensar las pérdidas de biodiversidad sufridas como consecuencia del cambio climático (Ibáñez et al. 2006). Por otra parte, las especies asociadas con zonas bajas representan una reducida parte de la fauna regional de mariposas y es poco probable que algunas de ellas colonicen la Sierra de Guadarrama debido a que sus plantas hospedadoras tienen una distribución muy fragmentada o a que están ausentes de las zonas montañosas (p. e., Rabasa et al. 2005). Esta incapacidad de las especies adaptadas a altas temperaturas para colonizar las comunidades en las que se han perdido especies adaptadas a temperaturas más frías es un ejemplo de "deserción biótica de zonas bajas", que se ha propuesto como una posible amenaza para la biodiversidad en los trópicos (Colwell et al. 2008), pero que puede también ser importante, como se ha indicado aquí, en ecosistemas mediterráneos.

Recomendaciones para la adaptación

a) La designación y la gestión de áreas protegidas, tales como el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, deben incorporar medidas para restringir el desarrollo urbanístico, la agricultura intensiva o el aumento excesivo de infraestructuras, de modo que las especies puedan desplazar su distribución en altitud a medida que el clima se haga más cálido. La protección del hábitat en las zonas bajas circundantes es importante para salvaguardar las poblaciones en sus límites altitudinales inferiores de distribución, así como para facilitar la colonización por parte de las especies de las laderas bajas de las montañas.

b) La reforestación mediante el uso de especies nativas puede ser una medida apropiada para mitigar localmente el incremento de temperaturas. Sin embargo, lo que beneficia a la comunidad de mariposas es tener una elevada heterogeneidad de hábitats. Por lo tanto, la reforestación se ha de evitar si ésta impide los desplazamientos altitudinales de las especies (Roland et al. 2000) o si constituye una amenaza para las comunidades asociadas con praderas de montaña (Tasser & Tappeiner 2002, Van Swaay et al. 2006, Becker et al. 2007). Los usos ganaderos tradicionales pueden ser beneficiosos, pero se debería evitar un exceso de pastoreo (Thompson & Brown 1992).

c) Los planes de conservación deben asegurar que las áreas protegidas de montaña tengan suficiente heterogeneidad topográfica y de cobertura del terreno a lo largo del gradiente altitudinal. Esto puede favorecer que los microclimas adecuados para las especies estén disponibles, incluso si los requerimientos cambian a lo largo del gradiente. Por ejemplo, la mariposa *Parnassius apollo* está asociada con hábitat arbustivo en las zonas bajas y con hábitat más abierto a mayores altitudes (Ashton et al. 2009, Gutiérrez et al. 2013).

d) Las áreas protegidas pueden ejercer un papel importante reduciendo el impacto de la urbanización (p. ej. De las Heras et al. 2011), pero la fauna y la flora de estas áreas deben ser objeto de seguimientos detallados para asegurarse de que las condiciones continúan siendo adecuadas para la conservación de especies y comunidades prioritarias. Así mismo, se deben mantener seguimientos a largo plazo de las poblaciones a lo largo de gradientes altitudinales para poder evaluar la respuesta de los sistemas biológicos al cambio ambiental (Tingley & Beissinger 2009).

Material suplementario

La Sierra de Guadarrama es una cadena montañosa de unos 100 km de longitud, que recorre el noroeste de la comunidad de Madrid desde la posición 40º 30' N 4º 20' O en el suroeste, hasta la 41 º 10'N 3 º 30'O en el noreste. La altitud máxima se encuentra en el pico Peñalara (2.428 m), y la sierra está rodeada por mesetas con altitudes de ≥500 m (hacia el sur) y ≥700 m (hacia el norte) (Figura 1).

Los análisis de la temperatura y precipitación se realizaron a partir de datos de estaciones meteorológicas regionales que tenían registros completos para los períodos 1967-1973 y 1997-2003. Para cada periodo de siete años, se efectuaron regresiones lineales de la temperatura media anual y las precipitaciones con respecto a la altitud (km) (Tabla 2).

Las poblaciones de mariposas se muestrearon en hábitats abiertos (pastizales, prados y claros de bosque) en dos períodos, 1967-1973 (Monserrat 1976) y 2004-2005 (Tabla 1). En 1967-1973, se tomó una muestra de individuos de todas las especies que se observaron en cada visita, pero el número de visitas a cada localidad y la duración de las mismas fue variable. En 2004-2005, se muestrearon 20 localidades cada dos semanas entre mayo y octubre, 80 localidades en 2004 cada tres semanas entre mayo y agosto y 81 localidades en 2005 cada tres semanas entre mayo y agosto. En todos los casos, las mariposas se registraron a lo largo de transectos estandarizados de 500 m de longitud en condiciones adecuadas para la actividad de estos insectos (Pollard & Yates 1993). La distancia media entre las localidades más próximas fue de 6,2 km en 1967-1973, y de 1,9 km en 2004-2005.

Para controlar las diferencias en el esfuerzo de muestreo entre los dos periodos de estudio, las localidades de 2004-2005 se dividieron de acuerdo con 6 intervalos de altitud de 200 m, cada uno de las cuales cubría más del 7% de la superficie de la región (Figura 1). Los datos fueron re-muestreados en grupos aleatorios de visitas a las localidades para tener el mismo número de visitas en cada intervalo de altitud en los dos periodos. El proceso de re-muestreo se explica con mayor detalle en Wilson et al. (2005, 2007). La Tabla 3 resume los datos re-muestreados para aquellas especies que tuvieron más de 20 individuos observados en ambos periodos de estudio, excluyendo doce especies que aparecieron en los 6 intervalos de altitud de 200 m en los dos periodos (Wilson & Gutiérrez 2011).

El análisis de los cambios en la distribución de las especies de mariposas a lo largo del gradiente altitudinal se describe en Wilson et al. (2005). Los análisis se limitaron a aquellas especies que cumplieron con una serie de criterios que permitieron afirmar con bastante fiabilidad que se había registrado con precisión su distribución altitudinal: 1) especies presentes en ≥10% y ≤90% de las localidades; 2) especies con un solo período de vuelo anual y con un máximo de abundancia entre finales de mayo y agosto; 3) especies de zonas abiertas y con plantas hospedadoras herbáceas (Tolman & Lewington 1997); 4) especies no migratorias. Para evitar la inclusión de individuos divagantes en los análisis, se consideró que una especie estaba "presente" en una localidad sólo si se observaban dos o más individuos.

La altitud óptima se modelizó para 23 especies (que cumplieron los criterios de análisis) mediante regresión logística, usando la presencia-ausencia frente a la altitud. Los modelos de regresión logística obtenidos para 1967-1973 y 2004 se utilizaron para calcular la probabilidad de ocupación de cada especie en un área rectangular de 6.400 km^2 centrada en la Sierra de Guadarrama (coordenadas UTM: ángulo suroeste 30TUK8575, ángulo noreste 30TVL6555), tomando como base un modelo digital del terreno con una resolución de 100 x 100 m (Farr et al. 2007). Para cada especie y periodo de estudio, se determinó el cambio en el área habitable ocupada con una probabilidad ≥20 %.

Los desplazamientos de los límites de distribución de las especies podrían haber sido causados por cambios en su área de distribución: las especies en expansión podrían haber colonizado altitudes superiores e inferiores mientras que las especies en retracción podrían haber desaparecido de altitudes altas y bajas (Thomas & Lennon 1999; Hill et al. 2002). Para controlar estos efectos, se llevaron a cabo regresiones entre los cambios en altitud mínima y máxima frente al cambio en la ocupación (proporción de localidades ocupadas por una especie) entre los dos periodos: los puntos de corte de estas regresiones indican la magnitud del desplazamiento de los límites altitudinales una vez que se han controlado los efectos de los cambios en ocupación. El cambio de ocupación se calculó como la diferencia entre la proporción media de localidades ocupadas en las muestras aleatorias de 2004 y la proporción de localidades ocupadas en 1967-1973, dividida por la proporción de localidades ocupadas en 1967-1973.

Para determinar los cambios temporales en los patrones de riqueza y composición de especies de las comunidades con la altitud, se realizaron análisis con aquellas localidades en las que se llevó a cabo un mayor esfuerzo de muestreo, cuantificado mediante el software libre EstimateS (Colwell 2005). Los criterios de selección de localidades para los análisis se detallan en Wilson et al. (2007), que se cumplieron en 17 de las localidades muestreadas en 1967-1973 y en 20 de las estudiadas en 2004-2005.

La riqueza de especies observada se calculó como el número total de especies registradas en todas las visitas. Para analizar la relación entre la riqueza de especies y la altitud y el periodo de estudio (1967-1973 respecto a 2004-2005), se realizaron modelos lineales generalizados (GLMs) con la riqueza de especies como variable dependiente, y como independientes la altitud (km) y su término cuadrático (altitud^2), el periodo de estudio (1967-1973 o 2004-2005) y el esfuerzo de muestreo (la tasa final de acumulación de especies calculada con el programa EstimateS; para más información, véase Wilson et al. 2007).

La composición de especies (presencia-ausencia) se analizó mediante métodos de ordenación restringida (análisis de correspondencia canónica -CCA-, y CCA parcial) realizados con el programa CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002). Los CCAs se llevaron a cabo incluyendo la matriz de especies* muestras y dos variables ambientales (altitud y periodo de estudio). La altitud fue tratada como una variable continua y el periodo como una variable nominal con dos categorías, 1967-1973 y 2004-2005. Los posibles cambios en la composición de especies entre los dos periodos de estudio se examinaron mediante la representación gráfica de la altitud de cada localidad frente a sus puntuaciones del primer eje del CCA parcial (Figura 5b, c). Así mismo, se realizó un ANCOVA (análisis de covarianza) con la altitud como variable dependiente y, como independientes, el periodo de estudio, las puntuaciones del CCA y la interacción entre ambos factores. Se encontró un cambio sistemático en la composición de especies a lo largo del gradiente altitudinal reflejado en los efectos significativos del periodo y la altitud y la ausencia de una interacción significativa entre ambas variables. El ANCOVA con la altitud como variable dependiente y las puntuaciones obtenidas para eje CCA 1 y el periodo de estudio como independientes dio como resultado una diferencia entre los puntos de corte de 0,293 ± 0,026 kilómetros.

Referencias bibliográficas

Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728

Ashton S, Gutiérrez D, Wilson RJ (2009) Effects of temperature and elevation on habitat use by a rare mountain butterfly: implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology* 34: 437-446

Becker A, Körner C, Brun J-J, Guisan A, Tappeiner U (2007) Ecological and land use studies along elevational gradients. *Mountain Research and Development* 27:58-65

Chen I, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024-1026

Colwell RK (2005) EstimateS: *Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 7.5. User's Guide and application at: http://purl.oclc.org/estimates. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT.

Colwell RK, Brehm G, Cardelús CL, Gilman AC, Longino JT (2008) Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* 322:258-261

De las Heras P, Fernández-Sañudo P, López-Estébanez N, Roldán MJ (2011) Territorial dynamics and boundary effects in a protected area of the Central Iberian Peninsula. *Central European Journal of Geosciences* 3:1-11

Farr TG, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick M, Paller M, Rodriguez E, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada J, Umland J, Werner M, Oskin M, Burbank D, Alsdorf D (2007) The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics* 45: RG2004

Franco AMA, Hill JK, Kitschke C, Collingham YC, Roy DB, Fox R, Huntley B, Thomas CD (2006) Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology* 12:1545-1553

García-Barros E, Munguira ML, Martín Cano J, Romo Benito H, Garcia-Pereira P, Maravalhas ES (2004) *Atlas de las Mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 212 pp.

Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature* 405:220-227

González-Bernáldez F (1981) *Ecología y Paisaje*. Blume, Madrid. 250 pp.

Gutiérrez D, Harcourt J, Díez SB, Gutiérrez Illán J, Wilson RJ (2013) Models of presence–absence estimate abundance as well as (or even better than) models of abundance: the case of the butterfly *Parnassius apollo*. *Landscape Ecology* 28: 401-413

Gutiérrez Illán J, Gutiérrez D, Wilson RJ (2010a) The contributions of topoclimate and land cover to species distributions and abundance: fine resolution tests for a mountain butterfly fauna. *Global Ecology and Biogeography* 19: 159-173

Gutiérrez Illán J, Gutiérrez D, Wilson RJ (2010b) Fine scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. *Journal of Biogeography* 37: 1706-1720

Gutiérrez Illán J, Gutiérrez D, Díez SB, Wilson RJ (2012) Elevational trends in butterfly phenology: implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology* 37:134-144

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Hawkins BA, Porter EE (2003) Water-energy balance and the geographic pattern of species richness of western Palearctic butterflies. *Ecological Entomology* 28: 678-686

Hawkins BA, Field R, Cornell HV, Currie DJ, Guégan J-F, Kaufman DM, Kerr JT, Mittelbach GG, Oberdorff T, O'Brien EM, Porter EE, Turner JRG (2003) Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117

Herrera CM (1987) Components of pollinator" quality": comparative analysis of a diverse insect assemblage. *Oikos* 50:79-90

Hewitt GM (2004) Genetic consequences of climatic oscillations in the Quaternary. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359:183-195

Hickling R, Roy DB, Hill JK, Fox R, Thomas CD (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12:450-455

Hill JK, Thomas CD, Fox R, Telfer MG, Willis SG, Asher J, Huntley B (2002) Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London B* 269: 2163-2171

Huntley B, Birks HJB (1983) *An atlas of past and present pollen maps for Europe*. Cambridge University Press. 667 pp.

Ibáñez I, Clark JS, Dietze MC, Feeley K, Hersh M, LaDeau S, McBride A, Welch NE, Wolosin MS (2006) Predicting biodiversity change: outside the climate envelope, beyond the species-area curve. *Ecology* 87: 1896-1906

López-García JM, Blain H-A, Allué E, Bañuls S, Bargalló A, Martín P, Morales JI, Pedro M, Rodríguez A, Solé A, Oms FX (2010) First fossil evidence of an "interglacial refugium" in the Pyrenean region. *Naturwissenschaften* 97:753–761

López-Estébanez N, Allende F, Fernández-Sañudo P, Roldán Martín MJ, De Las Heras P (2012) Cartography of landscape dynamics in Central Spain. En: Bateira C, editor. *Cartography - A Tool for Spatial Analysis*. In Tech, www.intechopen.com. pp. 227-250

Maclean I, Wilson RJ (2011) Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:12337-12342

Merrill RM, Gutiérrez D, Lewis OT, Gutiérrez J, Díez SB, Wilson RJ (2008) Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology* 77:145-155

Monserrat VJ (1976) *La distribución ecológica de las mariposas diurnas del Guadarrama.* Tesis, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, 376 pp.

Morgan-Brown T, Jacobson SK, Wald K, Child B (2010) Quantitative assessment of a Tanzanian integrated conservation and development project involving butterfly farming. *Conservation Biology* 24:563-572

Nogués-Bravo D, Araújo MB, Romdal T, Rahbek C (2008) Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature* 453:216-220

Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual *Review of Ecology Evolution and Systematics* 37:637-669

Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399:579-583

Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42

Pollard E, Yates TJ (1993) *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall, London, 174 pp.

Rabasa SG, Gutiérrez D, Escudero A (2005) Egg laying by a butterfly on a fragmented host plant: a multi-level approach. Ecography 28: 629-639

Roland J, Keyghobadi N, Fownes S (2000) Alpine *Parnassius* butterfly dispersal: effects of landscape and population size. *Ecology* 81:1642-1653

Roy DB, Rothery P, Moss D, Pollard E, Thomas JA (2001) Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology* 70: 201-217

Sanz-Elorza M, Dana ED, González A, Sobrino E (2003) Changes in the high-mountain vegetation of the Central Iberian Peninsula as a probable sign of climate warming. *Annals of Botany* 92:273-280

Settele J, Kudrna O, Harpke A et al (2008) *Climatic Risk Atlas of European Butterflies.* BioRisk 1 special issue. Pensoft, Sofia-Moscow, 710 pp.

Soberón J, Nakamura M (2009) Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:19644-19650

Stefanescu C, Herrando S, Páramo F (2004) Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31: 905-915

Sunday JM, Bates AE, Dulvy NK (2012) Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change* 2: 686-690

Tasser E, Tappeiner, U (2002) Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science* 5:173-184

ter Braak CJF, Šmilauer J (2002) *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination* (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, 500 pp.

Thomas CD (2010) Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions* 16:488-495

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148

Thomas CD, Franco A, Hill JK (2006) Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology and Evolution* 21:415-416

Thomas CD, Lennon JJ (1999) Birds extend their ranges northwards. *Nature* 399:213

Thomas JA (2005) Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B-Biological Sciences* 360:339-357

Thompson DBA, Brown A (1992) Biodiversity in montane Britain: habitat variation, vegetation diversity and some objectives for conservation. *Biodiversity and Conservation* 1:179-208

Tingley MW, Beissinger SR (2009) Detecting range shifts from historical species occurrences: new perspectives on old data. *Trends in Ecology and Evolution* 24:625-633

Tingley MW, Koo MS, Moritz C, Rush AC, Beissinger SR (2012) The push and pull of climate change causes heterogeneous shifts in avian elevational ranges. *Global Change Biology* 18:3279-3290

Tolman T, Lewington R (1997) *Butterflies of Britain and Europe*. HarperCollins, London, 320 pp.

Van Swaay C, Warren MS, Loïs G (2006) Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10:189-209

Vaughan N (1997) The diets of British bats (Chiroptera). *Mammal Review* 27:77-94

Wilson JD, Morris AJ, Arroyo BE, Clark SC, Bradbury RB (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 75:13-30

Wilson RJ, Thomas CD, Fox R, Roy DB, Kunin WE (2004) Spatial patterns in species distributions reveal biodiversity change. *Nature* 432: 394-396

Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Martínez D, Agudo R, Monserrat VJ (2005) Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8:1138-1146

Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Monserrat VJ (2007) An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology* 13:1873-1887

Wilson RJ, Gutiérrez D (2011) Effects of climate change on the elevational limits of species ranges. En: Beever EA, Belant JL, editores. *Ecological Consequences of Climate Change: Mechanisms, Conservation and Management*. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton. pp. 107-132

I. Aranda

INIA-CIFOR, Departamento de Ecología y Genética Forestal, Grupo de Genómica y Ecofisiología Forestal, Carretera de la Coruña Km7.5, 28040 Madrid
Correo electrónico: aranda@inia.es

13 Vulnerabilidad funcional del haya (*Fagus sylvatica L.*) ante un escenario de incremento en la intensificación y recurrencia de los periodos secos

Resultados clave

- El haya (*Fagus sylvatica L.*) es una especie templada con una alta vulnerabilidad a la intensificación de los periodos secos predichos en los futuros escenarios de cambio climático.
- Pese a su alta vulnerabilidad frente al futuro incremento de la aridez, a corto plazo es esperable un efecto diferencial sobre el arbolado dependiendo de la localidad y estructura de la masa forestal.
- Las áreas más periféricas y marginales de su área de distribución son las que demandan con mayor urgencia medidas de adaptación para contrarrestar los posibles efectos adversos del cambio climático, ya que son las que pueden manifestar una mayor vulnerabilidad al incremento de la aridez.

Contexto

Sensibilidad frente a la sequía en las zonas principales del área de distribución

El haya (*Fagus sylvatica* L.) es una especie de amplia distribución en Centro-Europa, pero su presencia en la península ibérica queda restringida a la media montaña del tercio Norte Peninsular y algunos núcleos aislados del Sistema Ibérico y Central. Su principal característica ecológica viene marcada por su tolerancia a la sombra y por una alta sensibilidad al estrés hídrico (Aranda et al. 2000, 2004, 2005). Dicha sensibilidad ha sido constatada en años puntualmente secos en hayedos de Francia y Alemania (Granier et al. 2000, 2001, Rennenberg et al. 2006, Bréda et al. 2006), pero de manera significativa tras la importante sequía acompañada de una ola de calor en el *año 2003* que afectó a importantes zonas de Centro Europa, y que en años posteriores se tradujo en reducciones del crecimiento y síntomas de decaimiento del arbolado (Leuzinger et al. 2005, Granier et al. 2007). En este sentido, un elemento como es la falta de agua, está empezando a ser considerado en muchos países europeos un problema que podría afectar a escala regional la sostenibilidad de la especie en el futuro (Rennenberg et al. 2004, 2006), si bien el tema es objeto de debate (Ammer et al. 2005, Bolte et al. 2009). Por ello, los estudios realizados sobre la respuesta funcional a la sequía en los límites más meridionales del área de distribución son de gran importancia por representar situaciones de mayor restricción hídrica edáfica y atmosférica (Aranda et al. 2000, Peñuelas et al. 2003, Fotelli et al. 2009; Cano et al. 2013). Y por otra parte, representan situaciones más próximas a las predicciones futuras para otras regiones septentrionales.

Sensibilidad frente a la sequía en la península ibérica

La información disponible sobre la respuesta funcional del haya, gestión del agua y la fijación de carbono, se derivan en gran parte de los estudios realizados en dos *áreas* en las que la especie se encuentra en su *límite meridional, y en dónde debe afrontar algunos años* con condiciones ambientales lejos de su óptimo ecológico. Así, en el macizo del Montseny (Cataluña) se han realizado diversos estudios que ponen de manifiesto los importantes problemas asociados a la fragmentación en los límites pre-pirenaicos (Jump & Peñuelas 2006), y por otra, el alto grado de afección de la especie en términos de crecimiento e incluso desplazamiento altitudinal como consecuencia de un progresivo deterioro climático reciente (Peñuelas et al. 2003, Jump et al. 2007). Por otro lado, en Montejo de la Sierra (localidad situada en el Sistema Central, Madrid) se ha analizado de manera intensiva la respuesta funcional de la especie.

Es una situación más meridional que el Montseny, y ya representa cierta marginalidad para la especie en lo relativo a su extensión y condiciones ambientales. Es en esta segunda localidad, y gracias a los estudios realizados en los últimos años en donde se ha constatado la gran sensibilidad del haya ante la presencia de periodos secos. Aspecto que se ha observado a distintas escalas ontogénicas, desde el brinzal en sus primeros años durante la fase de reclutamiento (Aranda et al. 2001, 2002, 2004), hasta el árbol adulto y el dosel en su conjunto (Aranda et al. 2001; 2005, Cano et al. 2013).

Igualmente se ha puesto de manifiesto la importancia de las poblaciones ibéricas por su mayor capacidad de adaptación a la sequía en relación a otras poblaciones septentrionales (Sánchez-Gómez et al. 2013, Robson et al. 2012, 2013); siempre dentro de los estrechos márgenes marcados por la baja tolerancia de la especie general a la sequía.

Otros elementos al margen de la regionalidad que condicionan la respuesta a la sequía

La sensibilidad al estrés hídrico está condicionada no sólo por factores intrínsecos como la adaptación local sino también por factores, extrínsecos como el micro-clima o la presencia de suelos de alta capacidad de retención de agua que puedan atemperar los efectos negativos derivados de la falta de precipitaciones. La estructura de la masa forestal en términos de densidad del arbolado (van der Maaten 2012), clases de edad (Mérian & Lebourgeois 2011) y el carácter mono-específico o mixto de la misma (Pretzsch et al. 2012, Condés et al. 2013), son todos ellos elementos que condicionan el consumo de agua del arbolado. Así por ejemplo, una alta densidad de la masa como en otras especies forestales, deviene en una exacerbación de la competencia por el agua, lo que resulta especialmente dañino en años muy secos. En relación con la composición específica de la masa forestal, se ha observado una mayor capacidad de soportar eventos de sequía cuando el haya aparece en mezcla con otras especies como los robles. La estructura y composición forestal modulan en último término la sensibilidad del haya y los hayedos frente a periodos secos. Es por ello que el elemento histórico y de manejo de las masas de haya es un elemento importante al considerar su estado actual, y su posible devenir en un escenario de cambio climático.

Todos los factores señalados intervienen modulando el área actual y futura ocupada por la especie. En este sentido debe señalarse que en términos generales, y a partir de los datos del inventario forestal de los últimos diez años, no se observan importantes disminuciones de las masas de haya. En algunas regiones como Navarra incluso se muestra como una especie pujante con alta capacidad de regenerarse a la sombra de otras especies como *Pinus sylvestris* o los robledales de *Quercus petraea*. Por ello, es esperable que las poblaciones más vulnerables sean aquellas situadas en los límites del área de distribución, de mayor meridionalidad y en las que la especie representa un elemento ya casi marginal en la actualidad. Si bien en algunos casos como el Moncayo, la especie parece mantener cierta capacidad de recolonización de nuevos enclaves pese al carácter limítrofe de la estación, y el mal estado de conservación de las masas (Hernando et al. 2013).

Resultados y discusión

Aspectos funcionales de la respuesta de la especie frente a los periodos secos

La especie muestra una gran sensibilidad a la falta de agua en el suelo y la atmósfera (Aranda et al. 2000, Aranda et al. 2005), con un efecto directo sobre la regulación estomática de las pérdidas de agua como se ha podido constatar en hayedos situados al borde del área de distribución en los diferentes estudios funcionales llevados a cabo desde el año 1993 en Montejo de la Sierra. Esta regulación, que en principio tendría un efecto positivo como mecanismo de minimización de las pérdidas de agua, tiene un impacto directo negativo sobre la capacidad de fijación de carbono (Aranda et al. 2000, Fotelli et al. 2009, Aranda et al. 2012, Cano et al. 2013). De tal manera que el control de las pérdidas de agua lleva parejo en primera instancia un aumento de la eficiencia en el uso de este recurso, pero no parece corresponderse con una mejora del crecimiento bajo condiciones de estrés hídrico. Por el contrario se observa una pérdida de capacidad por parte del haya para actuar como sumidero de carbono, tal y como se ha puesto de manifiesto en estudios realizados en el Montseny (Peñuelas et al. 2008, 2011). En este sentido el aumento de la eficiencia en el uso del agua a medio-largo plazo para la especie no es sino reflejo de un incremento en las condiciones de estrés hídrico a nivel local. Ante estas situaciones extremas los fenómenos de pérdida de la funcionalidad del sistema hidraúlico (Wortemann et al. 2011, Barigah et al. 2013), el progresivo agotamiento de las reservas de carbono del árbol sobre todo en la albura funcional (Gérard & Bréda 2012) y el aumento en la afección por patógenos (Jung 2009), se pueden constituir en elementos que intensifiquen el decaimiento y la mortandad del arbolado en las áreas más marginales (Allen and Breshears 1998, McDowell et al. 2011).

Por otra parte debe contemplarse un elemento no siempre considerado en losmodelos de cambio climático, como es el aumento de la demanda evaporativa (DPV – déficit en la presión de vapor de agua de la atmósfera); a su vez consecuencia directa del incremento térmico. Este fenómeno se uniría al incremento en la frecuencia e intensidad de las sequías (IPCC 2007). Tanto los estudios realizados a nivel de rodal que abordan el efecto del DPV sobre la regulación hídrica (Granier et al. 2000), como sobre el crecimiento (Lendzion & Leuschner 2008), establecen umbrales de sensibilidad para la disminución de la conductancia fisiológica del dosel al vapor de agua (regulación de la transpiración por el dosel forestal) o el propio crecimiento del arbolado entre 1 – 2kPa (Granier et al. 2000). Éste rango se ve frecuentemente superados en algunos hayedos de la península ibérica alcanzándose con frecuencia valores de demanda evaporativa por encima de los 3 kPa (Aranda et al. 2000). Por otra parte, las sequías edáfica y atmosférica podrían verse compensadas por un aumento en los niveles de CO_2 de la atmósfera en el futuro. Sin embargo, son muchas las incertidumbres ante esta posible compensación por el incremento de la fuente de carbono, y su efecto sobre los hayedos como sumideros de dicho carbono. La falta de información, o lo poco concluyentes que son al respecto el bajo número de estudios que han abordado este tema a fecha de hoy, hacen difícil un pronóstico sobre los efectos del enriquecimiento en CO_2 de la atmósfera como atenuante de los efectos negativos del estrés hídrico (Heath & Kerstiens 1997, Bader et al. 2013).

En cualquier caso es esperable que la gran sensibilidad a la sequía edáfica y atmosférica se traduzca en una reducción en el potencial de fijación de carbono en el futuro de la especie en aquellas zonas más susceptibles de un incremento en la aridez del clima. Esto se podría traducir en un progresivo deterioro del arbolado adulto con la aparición de procesos de decaimiento de las hayas en aquellas localidades que ya en la actualidad están en los límites ecológicos para la especie, y en donde a un incipiente daño en el arbolado en términos de puntisecado de las copas en años muy secos, le puede seguir en años posteriores la muerte de todo el árbol (Figura 1). A esto se le podrían añadir problemas en las tasas de reclutamiento de nuevos individuos durante la fase de regeneración por superarse los umbrales de tolerancia al estrés hídrico a nivel de especie.

Figura 1

Figura 1. Ejemplo de fenómeno de decaimiento en árboles sometidos a un intenso periodo de sequía en donde los daños varían, desde el secado de ramas, a un grado de afección de todo el árbol (superior). La sintomatología en el fenómeno de decaimiento se caracteriza por un progresivo aclaramiento de las copas (inferior), o secado de algunas ramas, que finalmente puede devenir en la muerte del árbol como consecuencia de la sucesión de varios años excepcionalmente secos (Hayedo de Montejo de la Sierra, Madrid).

Fuente: Ismael Aranda.

Variabilidad inter-poblacional en respuesta a la sequía

A pesar de la baja tolerancia a la sequía de la especie, los fenómenos de adaptación local podrían atemperar en parte los efectos adversos de una intensificación de los periodos secos. Las poblaciones de haya de la península ibérica, como otras del Este y Sur de Europa, parecen mantener en su acerbo genético un potencial adaptativo que podría minimizar los efectos generales de un hipotético empeoramiento de las condiciones ecológicas para la especie en situaciones marginales (García-Plazaola & Becerril 2000, Sánchez-Gómez et al. 2013). La respuesta de las poblaciones marginales (Fotelli et al. 2009, Robson et al. 2012), incluso de algunas centro-europeas pero originarias de situaciones ecológicas con un bajo régimen pluviométrico en el lugar de origen (Peuke et al. 2002), sugieren que la especie alberga un grado de variabilidad intra-específica frente al estrés hídrico importante en rasgos funcionales y morfológicos (Meier & Leuschner 2008, Rose et al. 2009, Robson et al. 2012), o fenológicos (Robson et al. 2013). Dicho potencial es susceptible de poder ser aprovechado para ensayos de migración asistida mediante la introducción en la población de nuevos materiales más resistentes a la sequía, si bien solo en aquellas situaciones en las que realmente se observe una pérdida de adaptabilidad por parte de la población local. Por otra parte se puede favorecer a través del mantenimiento de altos grados de diversidad genética en los regenerados naturales o nuevas plantaciones.

Efectos a largo plazo en un contexto de cambio climático

En el caso de los hayedos del Sur de Europa, en los que habría que encuadrar una parte importante de las formaciones de la península ibérica, la situación del haya es muy dependiente de la localidad considerada (Aranda et al. 2000, Fotelli et al. 2009). Aunque en términos generales, se constata la presencia de efectos sobrevenidos en el crecimiento y la productividad de la especie tras un evento extremo (p.ej. periodos excepcionalmente secos o veranos muy cálidos; Peñuelas et al. 2003, Lebourgeois et al. 2005, Campioli et al. 2011). Los efectos son observables incluso décadas después, incluyendo cambios en las pautas de competencia con otras especies (Scharnweber et al. 2011, Cavin et al. 2013). Recientemente se ha apuntado a localidades mésicas como situaciones de una especial sensibilidad a fenómenos extremos de sequía, frente a localidades de sitios más secos donde las poblaciones de haya podrían estar más adaptadas a la sequía y mostrar a corto plazo una mayor resiliencia (i.e. capacidad de recuperar la estructura y función después de una perturbación; Di Filippo et al. 2012, Weber et al. 2013). En cualquier caso, las pautas apuntadas se verán moduladas, y en algunos casos agravadas, por el efecto diferencial que las sequías tengan sobre el haya y sobre las especies acompañantes (Aranda et al. 2000, Raftoyannis y Radoglou 2002, Leuzinger et al. 2005, Bolte et al. 2010, Meier et al. 2011).

Por otra parte, el aumento en la variabilidad climática puede constituirse en un mayor riesgo para la resiliencia de la especie, y tener un efecto mucho más negativo que un cambio en las condiciones climáticas promedio a nivel regional (Reyer et al. 2013). Aunque un aumento de las temperaturas puede incluso favorecer el avance de la especie en localidad septentrionales, el aumento en la frecuencia de años excepcionalmente secos tras años favorables, podría traducirse en un progresivo decaimiento de las poblaciones meridionales. Todo ello pese a poder tener a priori una mejor capacidad de respuesta, tanto por fenómenos de adaptación local como de plasticidad fenotípica, que las poblaciones más septentrionales del núcleo central de la especie (Peñuelas and Boada 2003). En las poblaciones españolas más próximas a los límites de distribución del haya, ya se han observado desplazamientos hacia mayores altitudes como en el macizo del Montseny (Jump et al. 2007), en donde al cambio climático se le puede estar superponiendo un cambio en el uso del territorio con la resultante de un retraimiento del área ocupada por la especie en las zonas de menor altitud. En otras situaciones como el Moncayo (Hernando et al. 2013) o el Sistema Central (Gil et al. 2011) la situación no es tan preocupante, aunque se empiezan a observar en el segundo caso algunos síntomas de puntisecado y mortandad en arbolado joven. Por otra parte, y considerando un ámbito territorial amplio, los modelos de distribución de la especie en el futuro son poco concluyentes, y mientras algunos pronostican desplazamientos de la especie a altitudes mayores (Vitasse et al. 2012), otros no parecen coincidir con esta visión (Rabasa et al. 2013), o adelantan variaciones poco significativas respecto a los rangos actuales (Gómez-Aparicio et al. 2011).

Figura 2

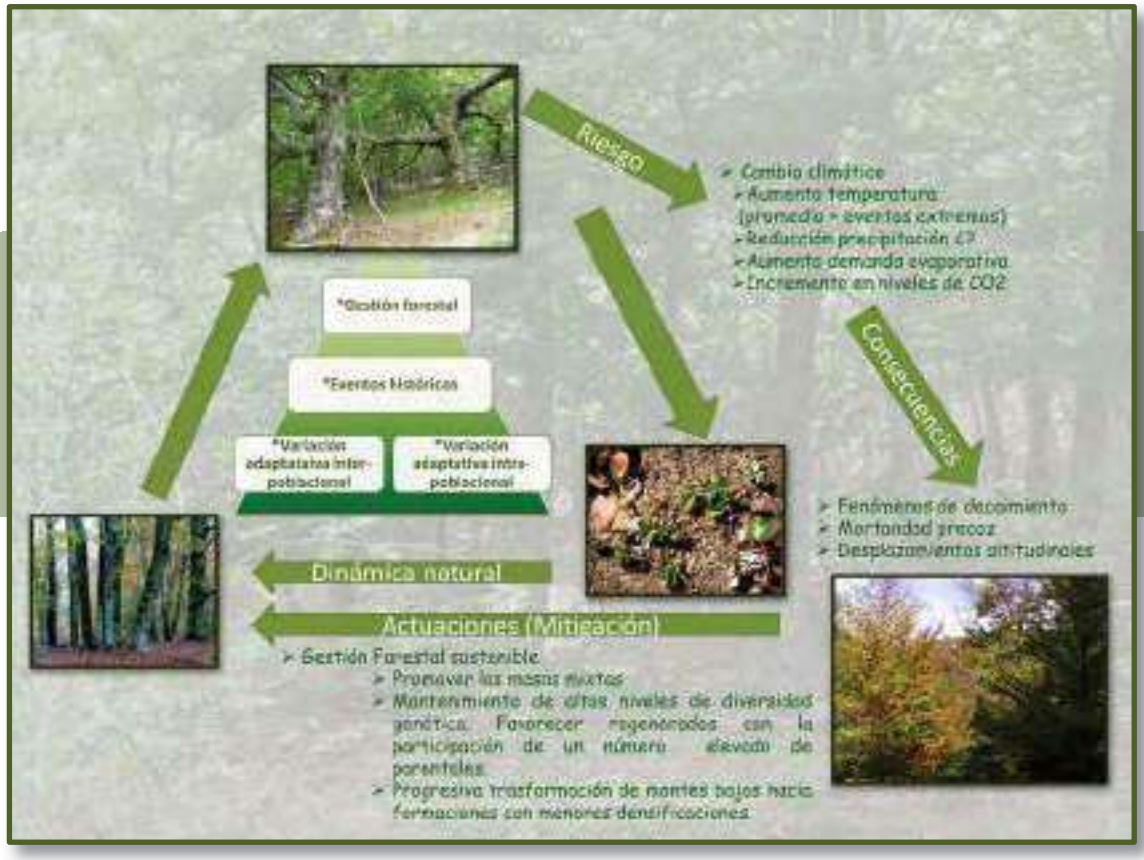


Figura 2. La estructura actual de los hayedos españoles obedece a procesos históricos caracterizados en muchos casos por un aprovechamiento intensivo de las masas. Bajo estas condiciones es en donde adquieren mayor importancia medidas y actuaciones encaminadas a paliar y mitigar los efectos del cambio climático, de manera especial en las poblaciones más meridionales y límites de distribución de la especie.

Fuente: Elaboración propia.

La conclusión que se puede extraer es que la respuesta futura en la península ibérica del haya estará condicionada por procesos a nivel local, con una fuerte influencia sobre la sostenibilidad de las masas según las condiciones micro-climáticas y edáficas, y de los modelos y medidas de gestión aplicados. Así por ejemplo, disminuciones en la densidad de algunas masas es un elemento que repercutiría positivamente a corto plazo en la resistencia y resiliencia frente a periodos secos (van der Maaten 2013). Aunque en líneas generales la mayor necesidad de implementar medidas de mitigación se circunscribe fundamentalmente a las zonas marginales (Felicísimo et al. 2012). Es en estas situaciones donde deberían concentrarse los esfuerzos de vigilancia sobre la evolución de las masas forestales de haya, así como intensificar los estudios de respuesta de la especie desde el punto de vista de su dinámica ecológica. Elementos clave en su funcionamiento son la variación genética intra- e inter-específica, y la presencia de eventos históricos relacionados con la ocurrencia de sequías intensas o heladas tardías con un fuerte impacto en el comportamiento de la especie en los años siguientes a los del evento climático extremo. Además, una gestión forestal muy distinta de acuerdo a las particularidades de uso y aprovechamiento de los hayedos según el territorio, ha modificado significativamente su estructura y funcionamiento en relación a lo que cabría esperar de masas más naturalizadas. Las perspectivas de un cambio climático con intensificación en la intensidad y recurrencia de los periodos secos es previsible que sea una realidad en el futuro más inmediato, al menos en lo relativo a altas temperaturas y demanda evaporativa, y con un menor grado de certidumbre respecto al régimen pluviométrico. En cualquier caso, dichos periodos secos podrían convertirse en elementos que promuevan un deterioro de las masas en situaciones limítrofes para la especie. Por ello, es bajo estas especiales situaciones donde deben adoptarse medidas para paliar y mitigar en la medida de lo posible los efectos adversos derivados del cambio climático (Figura 2). Algunas de estas medidas quedan recogidas en el siguiente apartado.

Recomendaciones para la adaptación

- Sería recomendable el mantenimiento de un tamaño poblacional mínimo en las formaciones de haya que garanticen un "*pool*" genético suficiente para afrontar un posible empeoramiento de las condiciones a nivel local. En este sentido se debería promover el incremento de la conectividad entre las masas actuales, sobre todo en las situaciones de mayor vulnerabilidad (Sistema Central, Ibérico, Moncayo y hayedos pre-pirenaicos).

- La adopción de medidas de gestión forestal que minimicen la competencia por los recursos hídricos es de vital importancia, y debe estar encaminada a la reducción de la espesura de las masas. Esto es especialmente importante para situaciones de alta sensibilidad como las anteriormente citadas. En esta misma línea se recomienda el mantenimiento de las masas mixtas de haya con otras especies por verse incrementada su resiliencia ante futuros eventos de sequía intensa.

- Es también importante la conservación de las poblaciones situadas en el límite meridional de distribución, ya que pese a su pequeña extensión, aparente marginalidad y falta de conectividad en algunos casos, podrían mantener en su acervo genético un mayor grado de tolerancia al estrés que poblaciones más septentrionales. En este sentido deben articularse planes de conservación "in-situ" y "ex-situ" de las poblaciones en mayor riesgo por su reducida extensión.

- En las áreas más marginales deben establecerse estrategias de gestión forestal que maximicen el arraigo e implantación de la especie, bien de manera natural o a través de plantaciones, sobre todo bajo aquellas condiciones que ya de por sí en la actualidad no favorecen su regeneración (p. ej. uso y gestión de otras especies forestales como cubiertas protectoras, selección de zonas que mantengan buenos desarrollos edáficos, o planificación a través del uso de condiciones micro-climáticas más idóneas para la especie).

Material suplementario

La mayor parte de los estudios citados en la sección de Resultados y Discusión parten fundamentalmente de un enfoque funcional centrado en el análisis de la respuesta fisiológica de la especie. Los trabajos cubren aproximaciones experimentales llevadas tanto bajo condiciones naturales en Montejo de la Sierra (Aranda et al. 2000, 2001a,b, 2005, 2012, Cano et al. 2013), como en condiciones controladas en ensayos "*common garden*" en campo (Robson et al. 2012, 2013) o invernadero (Sánchez-Gómez et al. 2013). Los llevados a cabo en condiciones naturales se han realizado en el Sitio Natural de Interés Nacional conocido como "El Hayedo de Montejo", integrado en la Reserva de la Biosfera de la Sierra Pobre de Madrid (Nor-oeste Comunidad Autónoma de Madrid). Su estructura es la de una vieja dehesa boyal en la que cesó todo tipo de aprovechamiento en la década de los años 50, y que está representada por una masa mixta de viejas hayas (*Fagus sylvatica*) y robles (*Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica*) en el estrato superior que en muchos casos sobrepasan los 300 años (Gil et al. 2010), y abundante presencia de *Ilex aquifollium* en el sotobosque. Entre las viejas hayas se ha establecido una importante regeneración de arbolado más joven, y aparecen de manera esporádica ejemplares de otras especies arbóreas como *Prunus avium*, *Sorbus aucuparia*, *Sorbus aria*, *Chrataegus monogyna*, y testimonialmente algunos ejemplares de *Pinus sylvestris*, *Taxus baccata*, *Betula pendula*, *Corylus avellana* o *Ulmus glabra*.

Desde el punto de vista metodológico, en los distintos trabajos funcionales se han usado técnicas relacionadas con la evaluación del estado hídrico del arbolado a distintas escalas ontogénicas: de la plántula al árbol adulto. Los estudios se han llevado a cabo en distintos momentos a lo largo del día y del periodo vegetativo, y en diferentes años (p.ej. Aranda et al. 1996, 2000, 2002, 2004). La medida del estado hídrico se complementó con el análisis de la regulación del intercambio gaseoso a distintas escalas de la hoja al dosel, o considerando el consumo hídrico de todo el árbol (Aranda et al. 2000, Aranda et al. 2005, Cano et al. 2013); además de llevarse a cabo un seguimiento de las condiciones micro-climáticas en los años de estudio.

Referencias bibliográficas

Allen CD, Breshears DD (1998) Drought-induced shift of a forest–woodlandecotone: rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 95:14839-14842

Ammer C, Albrecht L, Borchert H, Brosinger F, Dittmar CH, Elling W, Ewald J, Felbermeier B, von Gilsa H, Huss J, Kenk G, Kölling CH, Kohnle U, Meyer P, Mosandl R, Moosmayer H-U, Palmer S, Reif A, Rehfuess K-E, Stimm B (2005) ZurZukunft der Buche (*Fagus sylvatica*) in Mitteleuropa. *AllgemeineForst- und Jagdzeitung* 176: 60-67

Aranda I, Gil L, Pardos JA (1996) Seasonal water relations of three broadleaved species (*Fagus sylvatica* L., *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. and *Quercus pyrenaica*Willd.) in a mixed stand in the centre of the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 84:219-229

Aranda I, Gil L, Pardos JA (2000) Water relations and gas exchange in *Faguss ylvatica* L. and *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.in a mixed stand at their southern limit of distribution in Europe. *Trees - Structure and Function* 14:344-352

Aranda I, Gil L, Pardos JA (2001) Effects of thinning in a *Pinus sylvestris* L. stand on foliar water relations of *Fagus sylvatica* L. seedlings planted within the pinewood. *Trees - Structure and Function* 15:358-364

Aranda I, Gil L, Pardos JA (2002) Physiological responses of *Fagus sylvatica* L. seedlings under *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pyrenaica*Willd. overstories. *Forest Ecology and Management* 162:153-164

Aranda I, Gil L, Pardos JA (2004) Improvement of growth conditions and gas exchange of *Fagus sylvatica* L. seedlings planted below a *Pinus sylvestris* L. stand after thinning the pinewood. *Trees - Structure and Function* 18:211-220

Aranda I, Gil L, Pardos JA (2005) Seasonal changes in apparent hydraulicconductance and their implications for water use of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl] in South Europe. *Plant Ecology* 179:155-167

Aranda I, Rodriguez-Calcerrada J, Robson TM, Cano FJ, Alté L, Sánchez-Gomez D(2012) Stomatal and non-stomatal limitations on leaf carbon assimilation in beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings under natural conditions. *Forest Systems* 21:405-417

Badteer MKF, Leuzinger S, Keel SG, Siegwolf RTW, Hagedorn F, Schleppi P, Körner C (2013) Central European hardwood trees in a high-CO_2 future: synthesis of an 8-year forest canopy CO2 enrichment project. *Journal of Ecology* DOI: 10.1111/1365-2745.12149

Barigah TS, Charrier O, Douris M, Bonhomme M, Herbette S, Améglio T, Fichot R, Brignolas F, Cochard H (2013) Water stress-induced xylem hydraulic failure is a causal factor of treemortality in beech and poplar. *Annals of Botany* DOI:10.1093/aob/mct204

Bolte A, Hilbrig L, Grundmann B, Kampf F, Brunet J, Roloff A (2010) Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest. *European Journalof Forest Research* 129:261-276

Bréda N, Huc R, Granier A, Dreyer E (2006) Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals Forest Science* 63:625-644

Campioli M, Gielen B, Göckede M, Papale D, Bouriaud O, Granier A (2011) Temporal variability of the NPP-GPP ratio at seasonal and interannual time scales in a temperate beech forest. *Biogeosciences* 8:2481-2492

Cavin L, Mountford EP, Peterken GF, Jump AS (2013) Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology* DOI: 10.1111/1365-2435.12126

CondésS, Del Rio M, Sterba H (2013) Mixing effect on volume growth of *Fagus sylvatica* and *Pinus sylvestris* is modulated by stand density. *Forest Ecology and Management* 292:86-95

Di Filippo A, Biondi F, Maugeri M, Schirone B, Piovesan G (2012) Bioclimate and growth history affect beech lifespan in the Italian Alps and Apennines. *Global Change Biology* 18:960-972

Felicísimo AM, Muñoz J, Mateo RG, Villalba CJ (2012) Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas* 21:1-6

Fotelli MN, Nahm M, Radoglou K, Rennenberg H, Halyvopoulos G, Matzarakis A (2009) Seasonal and interannual ecophysiological responses of beech (*Fagus sylvatica*) at its south-eastern distribution limit in Europe. *Forest Ecology and Management* 257:1157-1164

Friedrichs DA, Trouet V, Bu¨ntgen U, Frank DC, Esper J, Neuwirth B, Löffler J (2009) Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* 23:729-739

García-Plazaola JI and Becerril JM (2000) Effects of drought on photoprotective mechanisms in European beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings from different provenances. *Trees - Structure and Function* 14: 485-490

Geßler A, Keitel C, Kreuzwieser J, Matyssek R, Seiler W, Rennenberg H (2007) Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21:1-11

Gérard B, Bréda N (2012) Radial distribution of carbohydrate reserves in the trunk of declining European beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of Forest Science* Doi.:10.1007/s13595-012-0240-1

Gil L, Alonso J, López de Heredia U, Millerón M, Nanos N, Perea R, Rodríguez-Calcerrada J, Valbuena M, Aranda I, González I, Gonzalo J (2011) El Hayedo de Montejo, mucho más que hayas. *Foresta* 52:479-485

Gómez-Aparicio L, García-Valdes R, Ruíz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414

Granier A, Ceschia E, Damesin C, Dufrêne E, Epron D, Gross P, Lebaube S, Le Dantec V, Le Goff N, Lemoine D, Lucot E, OttoriniJM, Pontailler JY, Saugier B (2000) The carbon balance of a young Beech forest. *Functional Ecology* 14:312-325

Granier A, Reichstein M, Bréda N, Janssens IA, Falge E,Ciais P, Grunwald T, Aubinet M, Berbigier P, Bernhofer C, Buchmann N, Facini O, Grassi G, Heinesch B, Ilvesniemi H, Keronen P, Knohl A, Kostner B, Lagergren F, Lindroth A, Longdoz B, Loustau D, Mateus J, Montagnani L, Nys C, Moors E, Papale D, Peiffer M, Pilegaard K, Pita G, Pumpanen J, Rambal S, Rebmann C, Rodrigues A, Seufert G, Tenhunen J, Vesala I, Wang Q (2003) Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year. *Agricultural Forest Meteorology* 143:123-145

Hernando A, Núñez MV, García Abril A, Tejera R, Pérez A (2013) *Evaluación del estado de conservación del hábitat 9120 "Hayedos acidófilos atlánticos" en la "Dehesa del Moncayo", (Zaragoza).* VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas, Madrid, 26-29 Agosto

Heath J, Kerstiens G (1997) Effects of elevated CO_2 on leaf gas exchange in beech and oak at two levels of nutrient supply: consequences for sensitivity to drought in beech. *Plant Cell and Environment* 20: 57-67

Jump AS, Peñuelas J (2006) Genetic effects of chronic habitat fragmentation in a wind-pollinated tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 103: 8096-8100

Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J (2007) Climate relationships of growth and establishment across the altitudinal range of *Fagus sylvatica* in the Montseny Mountains, northeast Spain. *Ecoscience* 14:507-518

Jung T (2009) Beech decline in Central Europe driven by the interaction between *Phytophthora* infections and climatic extremes. *Forest Pathology* 39: 73-94

Lebourgeois F, Bréda N, Ulrich E, Granier A (2005) Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees-Structure and Function* 19:385-401

Lendzion J, Leuschner CH (2008) Growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) saplings is limited by elevated atmospheric vapour pressure deficits. *Forest Ecology Management* 256:648-655

Leuzinger S, Zotz G, Asshoff R, Körner C (2005) Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. *Tree Physiology* 25: 641-650

McDowell NG, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF, Stitt M (2011) The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology and Evolution* 26:523-532

Mérian P, Lebourgeois F (2011) Size-mediated climate-growth relationships intemperate forests: a multi-species analysis. *Forest Ecology Management* 261: 1382-1391

Meier ES, Edwards TC, JrKienast F, Dobbertin M, Zimmermann NE (2011) Co-occurrence patterns of trees along macro-climatic gradients and their potential influence on the present and future distribution of *Fagus sylvatica* L. *Journal of Biogeography* 38: 371-382

Meier IC, LeuschnerCH (2008) Genotypic variation and phenotypic plasticity in the drought response of the fine root system of European beech. *Tree Physiology* 28: 297-309

Michelot A, Bréda N, Damesin C, Dufrêne E (2012) Differing growth responses to climatic variations and soil water deficits of *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* in a temperate forest. *Forest Ecology and Management* 265:161-171

Peñuelas J, Boada M (2003) A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140

Peñuelas J, Hunt JM, Ogaya R, Jump AS (2008) Twentieth century changes oftree-ring d13C at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*: increasing water-use efficiency does not avoid the growth decline induced by warming at low altitudes. *Global Change Biology*14:1076-1088

Peñuelas J, Canadell JG, Ogaya R (2011) Increased water-use efficiency during the20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 20:597-608

PeukeAD,SchramlC,HartungW, Rennenberg H (2002) Identification of drought-sensitive beech ecotypes by physiological parameters. *New Phytologist* 154:373-387

Pluess AR, Weber P (2012) Drought-adaptation potential in *Fagus sylvatica*: linking moisture availability with genetic diversity and dendrochronology. *PLoS ONE* 7: e33636

Pretzsch H, Dieler J, Seifert T, Rötzer T (2012) Climate effects on productivity and resource-use efficiency of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) in stands with different spatial mixing patterns. *Trees-Structure and Function* 26:1343-1360

Raftoyannis Y, Radoglou K (2002) Physiological

responses of beech and sessile oak in a natural mixed stand during a dry summer. *Annals Botany* 89: 723-730

Rennenberg H, Seiler W, Matyssek R, Gessler A,Kreuzwieser J (2004) Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) –ein Waldbaumohne Zukunftimsüdlichen Mitteuropa? *AllgemeineForst- und Jagdzeitung* 175: 210-224

Rennenberg H, Loreto F, Polle A, Brilli F, Fares S, Beniwal RS, Gessler A (2006) Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology* 8: 556-571

Reyer C, Leuzinger S, Rammig A, Wolf A, Bartholomeus RP, Bonfantek A, De Lorenzi F, Dury M, Gloning P, Jaoude RA, Klein T, Kuster TM , Martins M, Niedrist G, Riccardi M, Wohlfahrt G, DeAngelis P, DeDato GB, François L, Menzel A, Pereira M(2013) A plant's perspective of extremes: terrestrial plant responses to changing climatic variability. *Global Change Biology* 19:75-89

Robson TM, Sánchez-Gomez D, Cano FJ, Aranda I (2012) Differences in functional leaf traits among beech provenances during a Spanish summer reflect the differences in their origin. *Tree Genetic and Genomes* 8:1111-1121

Robson MT, Rasztovits E, Aphalo PJ, Alía R, Aranda I (2013) Flushing phenology and fitness of European beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances from a trial in La Rioja, Spain, segregate according to their climate of origin. *Agricultural and Forest Meteorology* 180:76-85

Rose L, Leuschner C, Kockemann B, Buschmann H (2009) Are marginal beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances a source for drought tolerant ecotypes? *European Journal Forest Research* 128:335-343

Sánchez-Gómez D, Robson TM, Gascó A, Gil-Pelegrín E, Aranda I (2013) Differences in the leaf functional traits of six beech (*Fagus sylvatica*) populations are reflected in their drought tolerance. *Environmental and Experimental Botany* 87: 110-119

Scharnweber T, Manthey M, Criegee C, Bauwe A, SchröderC,Wilmking M (2011) Drought matters—Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north–eastern Germany. *Forest Ecology Management* 262:947-961

van der Maaten E (2013) Thinning prolongs growth duration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) across a valley in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 306: 135-141

van der Maaten E (2012) Climate sensitivity of radial growth in European beech (*Fagus sylvatica* L.) at different aspects in southwestern Germany. *Trees* 26: 777-788.

Weber P, Bugmann H, Pluess AR, Walthert L, Rigling A (2013) Drought response and changing mean sensitivity of European beech close to the dry distribution limit. *Trees* 27: 171-181

Wortemann R, Herbette S, Barigah TS, Fumanal B, Alia R, Ducousso A, Gomory D, Roeckel-Drevet P, Cochard H (2011) Genotypic variability and phenotypic plasticity of cavitation resistance in *Fagus sylvatica* L. across Europe. *Tree Physiology* 31:1175-82

E. Gil-Pelegrín[1*], J.J. Peguero-Pina[1,2], D. Sancho-Knapik[1]

[1] *Unidad de Recursos Forestales, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, Gobierno de Aragón, 50059, Zaragoza, España*
[2] *Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears, Carretera de Valldemossa, 07071, Palma de Mallorca, España*
[*] *Correo electrónico: eustaquio.gil@gmail.com*

14 La arquitectura hidráulica como un factor clave para la supervivencia del arbolado ante el incremento de la aridez

Resultados clave

- La homeostasis funcional, con un equilibrio entre pérdidas y ganancias de agua, es clave para la supervivencia del arbolado, mientras que la falta de equilibrio puede provocar su muerte masiva.
- Un xilema muy resistente a la embolia o un sistema conductor muy eficiente pueden garantizar este equilibrio.
- El estado de la masa, densidades excesivas en coníferas o edades muy superiores a las propias del turno en montes bajos, afectan negativamente a este equilibrio.
- La capacidad de rebrote de las fagáceas garantiza la respuesta tras el trauma, aunque no su crecimiento sostenido.

Contexto

La comprensión de los mecanismos que regulan la respuesta del arbolado a la sequía puede ser clave de cara a diseñar estrategias de adaptación de las masas forestales al cambio climático. Según el modelo del continuo *suelo-planta-atmósfera* (SPAC), el movimiento del agua a través del vegetal se establece en respuesta a un gradiente de potencial hídrico[1] entre los extremos, venciendo a su paso diferentes resistencias, según analogía con la ley de Ohm de los sistemas eléctricos (Gil-Pelegrín et al. 2005). Estas resistencias empiezan en el contacto entre la raíz y el suelo, continúan en el propio sistema radical hasta que el agua alcanza el sistema conductor (xilema de la raíz) que la transporta axialmente hasta alcanzar las hojas. La circulación por el conjunto de elementos conductores, con diámetros que pueden llegar a ser inferiores a las 20 mm, conlleva una pérdida por fricción en el movimiento del agua que explica bien la física de capilares (Ley de Hagen-Poiseuille). Tras su recorrido por el xilema de tallo y hoja, el agua alcanza las células del mesófilo. Como resultado de esta resistencia al flujo, se produce una inevitable caída del potencial hídrico a lo largo del continuo, desde el suelo a la hoja, y cada vez que el agua establece un intercambio de gases con la atmósfera que la rodea se produce una pérdida por transpiración. La ganancia estomática de CO_2 (fotosíntesis) conlleva la pérdida de vapor de agua (transpiración). Regular estas pérdidas en atmósferas muy secas, mediante el ajuste de la apertura de estomas, debe garantizar que el estado hídrico del vegetal no sobrepase límites que comprometan su supervivencia (McDowell et al. 2008). En un estado estacionario, las pérdidas de agua en el conjunto de las hojas se compensan con las llegadas a través del sistema conductor según la siguiente expresión modificada a partir de Oren et al. (1999):

$$D\, g_l\, A_l = k\,(\Psi_s - \Psi_l) \qquad (1)$$

El término $\mathbf{g_l}$ es una aproximación a la conductancia total de la hoja al flujo de agua a través de la capa límite ($\mathbf{g_{bl}}$) y estomas ($\mathbf{g_s}$). Ésta es la más dinámica del continuo, ya que sus valores pueden oscilar en dos órdenes de magnitud a lo largo de un mismo día. **D** expresa la demanda de agua por parte de la atmósfera que rodea a la planta (déficit de presión de vapor), siendo $\mathbf{A_l}$ el área foliar soportada. Cualquier incremento en uno de estos factores promoverá un aumento de las pérdidas de agua, que deberá compensarse mediante

[1] Potencial hídrico: parámetro físico-químico que define el estado termodinámico del agua en un sistema. El agua se mueve desde el suelo húmedo –alto potencial hídrico- hasta la atmósfera seca –bajo potencial hídrico- venciendo toda una serie de resistencias: el propio suelo, sistema de conducción de agua a lo largo de la planta e interfase hoja-atmósfera.

un sistema vascular de conductancia **k**, y dando lugar a que se establezca un gradiente de potencial hídrico entre el suelo y la hoja (Ψ_s-Ψ_1).

Las atmósferas muy secas habituales de los veranos mediterráneos, y desarrollos de una gran superficie foliar o mantenimiento de estomas abiertos aún bajo estas condiciones, provocarán una pérdida muy alta de agua y, como consecuencia, el establecimiento de un gradiente de potencial hídrico elevado entre los extremos. Puede asumirse que vivir en condiciones de aridez atmosférica severa es clave en la vegetación mediterránea (Sisó et al. 2001). ¿De qué manera puede modificarse este balance entre las pérdidas y ganancias de agua por parte de la planta? Una regulación a la baja del intercambio de gases (descenso en g_s) reducirá inmediatamente el gradiente de potencial. No obstante, esta solución, si bien común en plantas de comportamiento isohídrico[2] cuando sobreviven a periodos secos, puede afectar al balance de carbono e inducir un déficit final de carbohidratos con consecuencias fatales para el árbol. En efecto, la muerte "por inanición" (del inglés *starvation*) o el descenso en la capacidad para desarrollar defensas químicas contra plagas puede estar detrás de muchos episodios de muerte masiva del arbolado forestal (McDowell et al. 2008). De hecho, la especies anisóhídricas, y menos conservadoras en lo relativo a la gestión del recurso hídrico, reaccionan ante la pérdida de agua manteniendo el intercambio de gases y asumiendo los riesgos de un excesivo desecamiento (McDowell et al. 2008).

El papel de la capacidad hidráulica (**k**) en este proceso parece claro. El aumento en la eficacia conductora permitirá mantener el flujo con un menor gradiente de potencial. En este sentido, la conductividad hidráulica puede incrementarse mediante i/ la formación de más tejido conductor o ii/ un tejido conductor más eficiente. En el primer caso, esta respuesta conlleva una mayor inversión en tejidos conductores de agua con consecuencias negativas sobre el crecimiento primario del vegetal y de otros órganos. El segundo caso requiere de una mejora adaptativa en la anatomía del xilema y de la formación de un tejido con mayor densidad de conductos o con conductos de mayor diámetro (Gil-Pelegrín et al. 2005). Esta capacidad intrínseca del xilema para transportar agua por unidad de superficie conductora se denomina *conductancia específica*, variando notablemente entre diferentes grupos de leñosas. La reducción del área foliar (en la expresión $\mathbf{k/A_l}$) inducirá una mejora en el balance hídrico. Este ajuste es básico en el ámbito de las especies forestales, siendo la *conductancia específica foliar* (estandarizada por $\mathbf{A_l}$) la variable que la determina. No obstante, una mejora en eficiencia tan sólo mediante una reducción en $\mathbf{A_l}$ incidirá negativamente en la proporción entre tejidos fotosintéticos y no fotosintéticos y, así, en la capacidad de crecimiento del árbol.

La posibilidad de tolerar un bajo potencial en hoja es otra de las soluciones para mantener un elevado flujo. Esto implica el desarrollo de dos grandes tipos de respuestas fisiológicas: i/ tolerancia citoplasmática a la deshidratación y/o ii/ tolerancia del xilema para soportar altas tensiones sin pérdida de funcionalidad (Vilagrosa et al. 2012). El descubrimiento del proceso de embolia por cavitación del xilema ha sido uno de los grandes avances del estudio del funcionamiento de las leñosas desde finales del siglo pasado (Tyree & Sperry 1989). Actualmente se sabe que el xilema es vulnerable al proceso de embolia cuando un exceso de tensión promueve la entrada de aire desde un conducto ocupado por aire a otro adyacente aún ocupado por agua. Existen diferencias muy altas entre especies a la hora de tolerar tensiones entre ambos compartimentos. Maherali et al. (2004) aportan evidencias de que las leñosas de clima mediterráneo parecen mostrar, en relación a las de otros hábitats, una mayor resistencia a la embolia por estrés hídrico. Algunos estudios (p. ej. Vilagrosa et al. 2003) reflejan resistencias realmente extremas en leñosas de ambientes semiáridos de la península ibérica. Algunos episodios masivos de decaimiento forestal asociados a episodios climáticos de extrema aridez han podido ser explicados a través de embolia generalizada en los árboles (Peguero-Pina et al. 2011a, Nardini et al. 2013).

Esta resistencia del xilema a la embolia parece ser muy específica, con una baja variación en respuesta a factores ambientales (Corcuera et al. 2011). Por lo tanto, tan sólo la sustitución de especies más vulnerables por otras más tolerantes podría permitir una respuesta a un clima progresivamente más árido. Sin embargo, y como trataremos de explicar a lo largo de este capítulo, modificaciones en la conductividad hidráulica en relación con la superficie de hoja soportada puede ser objeto de cambio a través de la intervención en la estructura de la masa forestal, bien mejorando la capacidad para producir más xilema en el arbolado aumentando la eficiencia hidráulica del mismo, o promoviendo mejores ajustes en el desarrollo de la copa del árbol.

Resultados y discusión

La resistencia a la embolia frente a 'k' en la supervivencia del arbolado

El índice de aridez de Martonne (MAI; P/ (T + 10); P= precipitación total anual en mm; T= temperatura media anual en ºC), puede ser considerado como un estimador de la aridez de un territorio. Según esto, las pináceas (*Pinus* y *Abies*) y fagáceas (*Fagus* y *Quercus*) que habitan en la Península Ibérica experimentan grados de aridez muy diversos, desde valores de MAI inferiores a 15 (climas áridos) hasta superiores a 60 (climas per-húmedos) (Figuras 1 y 2). Por otro lado, considerando el valor del potencial hídrico (Ψ) al cuál un vegetal pierde el 50% de la conductividad hidráulica (PLC_{50}) como un buen estimador de su tolerancia a la sequía (siendo mayor cuanto más bajo es el valor de PLC_{50}; Urli et al. 2013), encontramos dos patrones de comportamiento muy diferentes entre fagáceas y pináceas peninsulares. Así, las fagáceas se caracterizan por su alto grado de variación en PLC_{50} respecto a su tolerancia a la sequía, estableciéndose una relación muy fuerte y altamente significativa entre el MAI y el PLC_{50} ($R^2 = 0{,}90$, $P < 0{,}05$) (Figura 1). Por el contrario, las pináceas no siguen este comportamiento, ya que no existe una relación aparente entre MAI y la vulnerabilidad a la cavitación inducida por estrés hídrico ($R^2 = 0{,}13$, $P = 0{,}25$), debido principalmente a la baja variabilidad del PLC_{50} en pináceas (Figura 1). Así, Martínez-Vilalta et al. (2009) y Corcuera et al. (2011) demuestran una muy baja respuesta en el PLC_{50}

[2] Se entiende como comportamiento isohídrico aquel en el que la planta manifiesta una fuerte tendencia a la regulación de las pérdidas de agua, evitando descensos importantes en su estado hídrico.

Figura 1

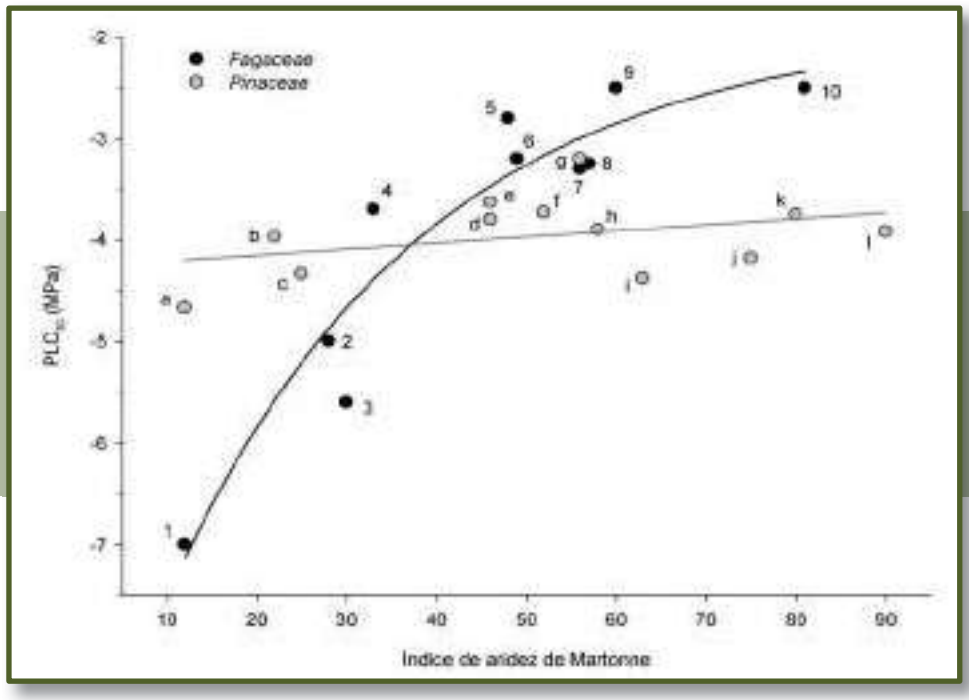


Figura 1. (Relación entre el índice de aridez de Martonne y el potencial hídrico al cuál se pierde el 50% de la conductividad hidráulica (PLC_{50}, MPa) para diversas especies de *Fagaceae* (símbolos negros) y *Pinaceae* (símbolos grises): *Quercus coccifera* (1), *Q. suber* (2), *Q. ilex* subsp. *ballota* (3), *Q. faginea* (4), *Q. pyrenaica* (5), *Fagus sylvatica* – Anguiano, La Rioja (6), *Q. humilis* (7), *Q. petraea* (8), *Q. robur* (9), *F. sylvatica* – Burguete, Navarra (10), *Pinus halepensis* (a), *Abies pinsapo* – Orcajo, Zaragoza (b), *P. pinea* (c), *P. nigra* (d), *A. pinsapo* – Grazalema, Cádiz (e), *P. pinaster* (f), *P. sylvestris* (g), *A. alba* – Oroel, Huesca (h), *P. radiata* (i), *P. uncinata* (j), *A. alba* – Ezpela, Huesca (k), *A. alba* – Gamueta, Huesca (l).

Fuente: elaboración propia a partir de datos bibliográficos.

en *Pinus sylvestris* y una ligerísima respuesta en *P. pinaster* respectivamente a lo largo de fuertes gradientes de disponibilidad hídrica.

La baja variabilidad de PLC_{50} en pináceas hace que el mantenimiento de un bajo (Ψ_s-Ψ_l) sea clave para su supervivencia (respuesta isohídrica), lo que exige un ajuste muy preciso del intercambio de gases frente a las especies de *Quercus* o *Juniperus* con las que convive. Éstas desarrollan una respuesta anisohídrica, manteniendo el intercambio de gases a Ψ_l más bajos (McDowell et al. 2008). Esta falta de respuesta del xilema en términos de resistencia a la sequía debe ser compensada con una mejor ratio entre el área foliar y el área conductora (Martinez-Vilalta et al. 2009).

Otro ejemplo de la importancia de una alta capacidad conductora sin cambios en la tolerancia del xilema para la ocupación de ambientes secos en coníferas lo aportan las dos especies de abeto peninsulares. Peguero-Pina et al. (2011b) realizaron un estudio comparado, en términos de capacidad conductora y resistencia del xilema a la sequía en *Abies alba*, que ocupa los pisos montano-húmedo y subalpino del Pirineo y *Abies pinsapo*, que habita en el sistema Bético bajo un clima mediterráneo hiperhúmedo pero con fuerte sequía estival. Una población naturalizada de pinsapo prospera incluso bajo un clima mediterráneo continental más seco

Figura 2

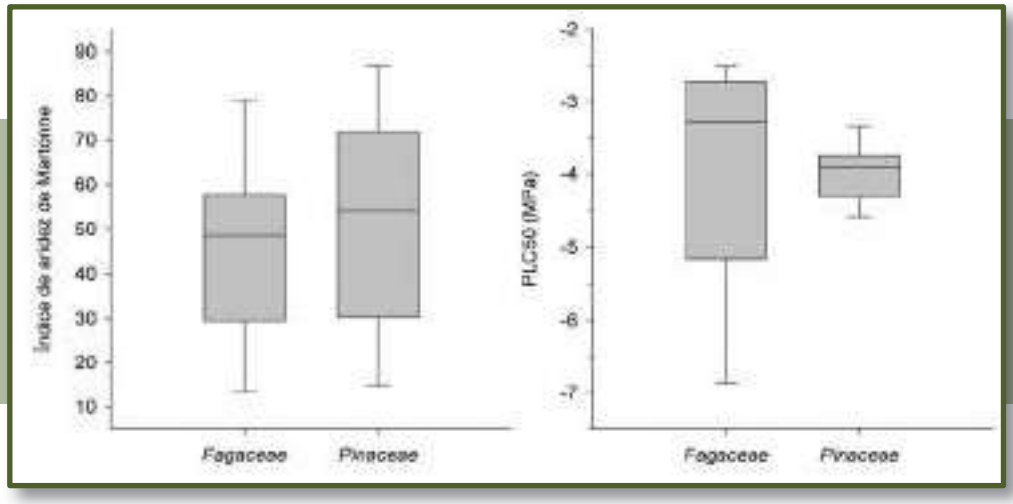


Figura 2. Valores medios del índice de aridez de Martonne (izquierda) y del potencial hídrico al cuál se pierde el 50% de la conductividad hidráulica (PLC_{50}, MPa) (derecha) para diversas especies de *Fagaceae* y *Pinaceae*.

Fuente: elaboración propia a partir de datos bibliográficos.

que las dos situaciones anteriores en el Sistema Ibérico (Orcajo, Zaragoza), dónde los ejemplares muestran un excelente estado de vigor y una alta capacidad para la regeneración. A pesar de las fuertes diferencias climáticas entre especies y sus poblaciones, *A. alba* y *A. pinsapo* no presentan diferencias significativas en cuanto a la vulnerabilidad a la cavitación inducida por sequía (Figura 3). Por otro lado, los valores mínimos estacionales de potencial hídrico registrados en los sitios de estudio están muy lejos del PLC_{50}, lo que indica que el riesgo de embolia nativa puede ser considerado despreciable para ambas especies (Figura 3). La razón para esto reside en la diferente capacidad del sistema conductor entre estas especies, ya que los tallos tienen una mayor capacidad conductora (K_h, kg m s^{-1} MPa^{-1}) en *A. pinsapo* que en *A. alba* (Figura 4). Tal diferencia a favor de *A. pinsapo* se mantiene cuando la capacidad conductora del tallo se estandariza por el área foliar sustentada o conductividad foliar específica (LSC, kg m^{-1} s^{-1} MPa^{-1}). El xilema de *A. pinsapo* también muestra una mejor capacidad específica para el transporte del agua, ya que por unidad de área conductora el flujo es superior para un determinado gradiente de potencial (K_s, kg m^{-1} s^{-1} MPa^{-1}) (Figura 4), lo que puede explicarse por un mayor tamaño de las traqueidas en *A. pinsapo*. Mediante esta alta capacidad para mantener el flujo de agua a la copa, el pinsapo soporta valores de **D** muy altos sin necesidad de regular $\mathbf{g_s}$ para evitar altos valores de $(\mathbf{\Psi_s}-\mathbf{\Psi_l})$. De esa manera, una estrategia isohídrica puede ser soportada en ambientes secos sin menoscabo de la capacidad fotosintética.

El paradigma de *A. pinsapo* en su respuesta a atmósfera secas, comparado con el de *A. alba*, puede servir como motivo de reflexión sobre qué situaciones o qué actuaciones promueven una mejora de la ratio $\mathbf{k/A_l}$. Alquézar et al. (2009) demostraron que los ejemplares de *P. halepensis* en rodales con muy alta densidad presentaban una relación entre la superficie foliar y la albura funcional ($\mathbf{A^l/A^s}$) más alta y potenciales hídricos al mediodía más negativos que los ejemplares de la misma ladera bajo condiciones de menor densidad (mayor $\mathbf{\Psi_s}$-$\mathbf{\Psi_l}$). De hecho, pudo demostrarse que los potenciales en la copa de los ejemplares en rodales más densos estaban sobrepasaban el umbral para la pérdida del 50% de la conductividad en la especie. De esta manera, se establece un nexo mecánico entre la gestión y la respuesta funcional en coníferas que puede servir de ejemplo para una selvicultura de prevención.

El "reviejado hidráulico" en los montes bajos de especies del género Quercus

Diferentes estudios relativos al decaimiento masivo de montes bajos de *Quercus ilex* (Corcuera et al 2004a), *Q. faginea* (Corcuera et al. 2004b) y *Q. pyrenaica* (Corcuera et al 2006) pusieron de manifiesto el papel de la edad del rebrote sobre su arquitectura hidráulica. En todos los casos, se constató una pérdida de capacidad para la conducción de agua a la copa, lo que pudo provocar un desequilibrio entre transpiración y transporte. Tal proceso parece establecerse de forma brusca una vez alcanzada una edad coincidente con el turno de corta para la especie y zona (Corcuera et al. 2006). El diferente mecanismo para producir superficie conductora de la encina (xilema en poro difuso), y del quejigo y melojo (xilema ciclospóreo o poro en anillo), permite a su vez modelizar el efecto del descenso en el crecimiento radial sobre la producción de nuevos vasos y, por lo tanto, sobre **k**. En el caso del xilema en poro difuso, sin diferencias en el tamaño de los vasos a lo ancho del anillo, el número de conductos de cada crecimiento anual será proporcional al área total del nuevo anillo. En el xilema ciclospóreo, los grandes vasos formados durante la primavera son la principal vía para la conducción de agua en cada anillo anual, siendo virtual la aportación de la densa madera de verano con vasos de pequeño diámetro (Corcuera et al. 2004b). Estos vasos se disponen en forma de una o, más raramente, varias capas concéntricas siguiendo el **perímetro del anillo** anterior y siendo, por lo tanto, proporcionales al mismo.

A partir de estas asunciones básicas podemos calcular el número de vasos para un determinado crecimiento (N_i) y tipo de poro mediante las siguientes ecuaciones:

2
$$N_i^{Poro\ difuso} = (A_i - A_{i-1})d = \pi(r_i^2 - r_{i-1}^2)d$$

3
$$N_i^{Poro\ anillo} = \frac{P_{i-1}}{D} = \frac{2\pi r_{i-1}}{D}$$

Figura 3

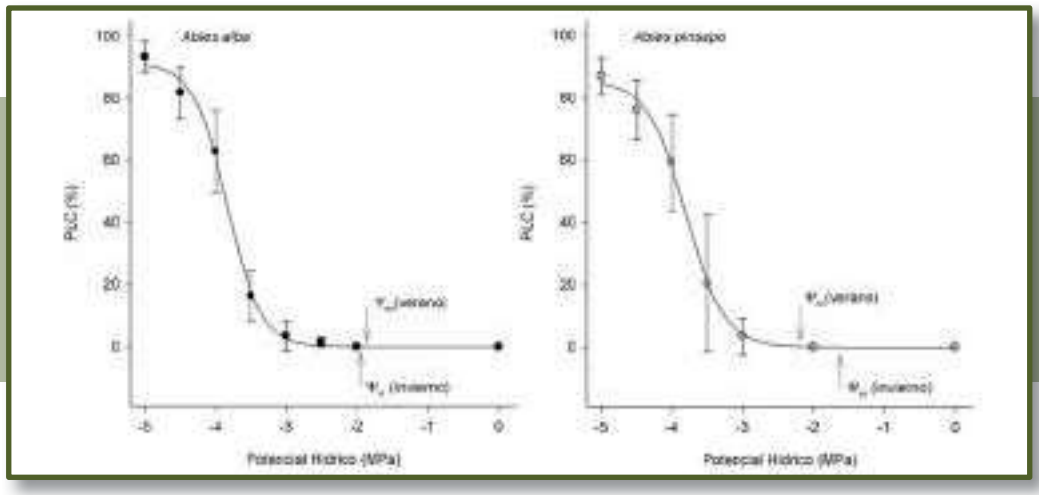
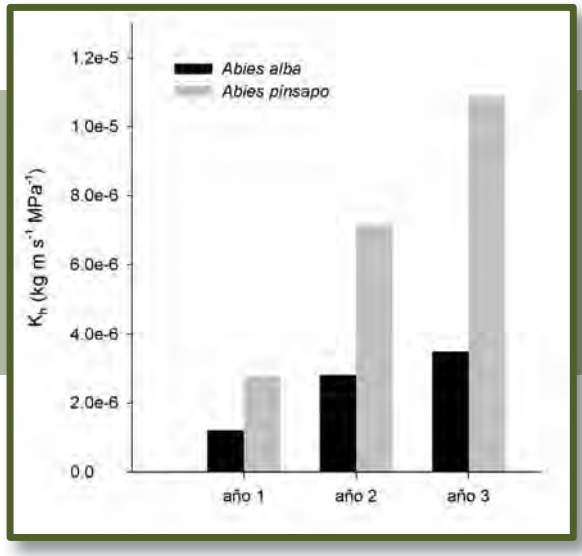
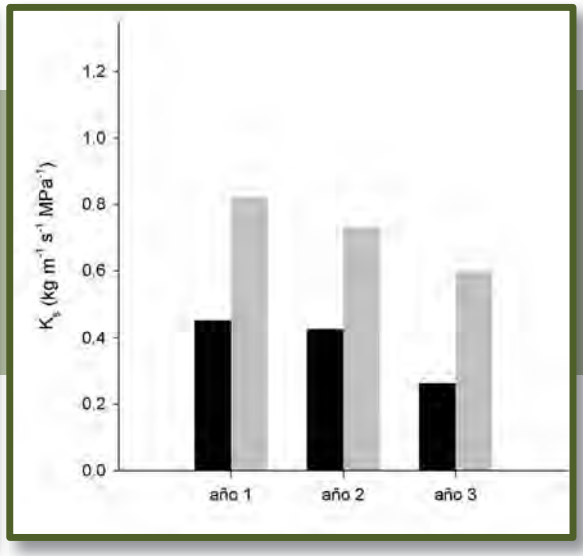


Figura 3. Vulnerabilidad del xilema de *Abies alba* en Gamueta (Huesca) y *Abies pinsapo* en Orcajo (Zaragoza) a la cavitación, expresada como la relación entre el potencial hídrico del xilema (MPa) y la pérdida de conductividad hidráulica (%). Las barras de error representan el error estándar de los valores medios. Y_m(verano) y Y_m(invierno) son, respectivamente, el potencial hídrico mínimo estacional durante verano e invierno para cada población.

Fuente: elaboración propia.

Figura 4





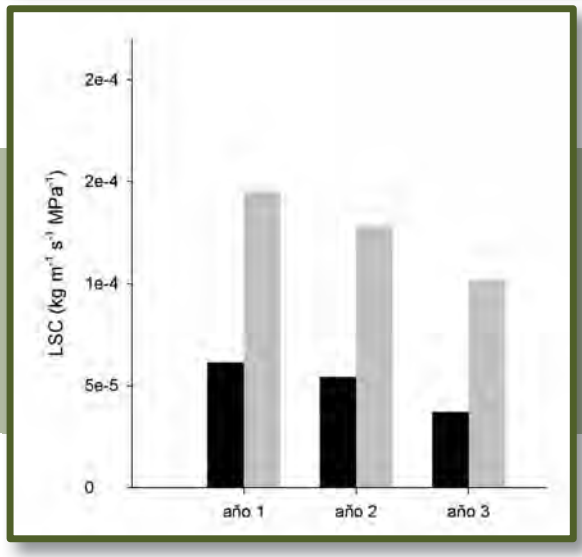


Figura 4. Conductividad hidráulica (K_h, kg m s^{-1} MPa^{-1}), conductividad hidráulica específica (K_s, kg m^{-1} s^{-1} MPa^{-1}) y conductividad específica foliar (LSC, kg m^{-1} s^{-1} MPa^{-1}) en segmentos de tallo de 1, 2 y 3 años de edad para *Abies alba* en Gamueta (Huesca) (barras negras) y *Abies pinsapo* en Orcajo (Zaragoza) (barras blancas). *A. pinsapo* presenta valores significativamente más altos que *A. alba* ($P < 0,05$) para todas las variables y edades consideradas.

Fuente: elaborado a partir de Peguero-Pina et al. (2011).

Donde A_i y A_{i-1} son el área del anillo anual y del anillo anterior respectivamente, d es la densidad media de vasos de la especie, r_i y r_{i-1} son los radios del anillo anual y anterior respectivamente, P_{i-1} es el perímetro del anillo anterior y D es el diámetro medio de los vasos de primavera de la especie. Se supone un idéntico crecimiento entre las dos especies (3 mm/año), constante durante unos años y que disminuye en una segunda fase de forma progresiva hasta 0,65 mm/año. Aplicando las ecuaciones 2 y 3 a lo largo de todos los años, obtendríamos la cantidad de vasos a lo largo del crecimiento del árbol y por lo tanto, una estimación de su capacidad hidráulica. Se ha supuesto que el valor del crecimiento durante un periodo seco sea de un tercio del crecimiento inicial.

La Figura 5 muestra los valores de crecimiento radial a lo largo de un periodo de 35 años para las dos especies, incorporando un periodo de sequía y un resalveo en el caso de la especie ciclospórea. El mayor incremento en el número de vasos se produce en las primeras etapas para ambas especies, cuando los crecimientos radiales son mayores. En el caso de *Q. faginea*, el número total de vasos (**N**) sigue aumentando, aunque se reduce el incremento interanual (**DN**), por la dependencia de N respecto del perímetro del anillo anterior, que mantiene su incremento anual. En *Q. ilex*, **N** depende del área del nuevo anillo formado. La reducción de ésta con la edad o con episodios que afecten el crecimiento radial (e.g. sequía) promueve que se reduzca **N** de forma más señalada que en xilemas ciclospóreos (Figura 5). Además este hecho tiene una mayor repercusión sobre **N** en etapas tempranas. Por otro lado, aplicar un resalveo en *Q. faginea* o en *Q. pyrenaica* en etapas de escaso crecimiento (reviejado) implica una reactivación del crecimiento radial y, por lo tanto, un aumento en el número de vasos de primavera formados (aumento de **k**).

Cuando los montes bajos alcanzan esta fase de reviejado hidráulico se incrementa el riesgo de desarrollar mayores gradientes de potencial hídrico entre el suelo y la hoja, según se desprende de la fórmula 1 . Esto, asociado a la excepcional sequía de principios de los 90 del siglo XX pudo explicar la marchitez masiva de montes bajos en buena parte del Sistema Ibérico durante ese periodo. No obstante, Ait-Bachir et al. (2000) demostraron la buena respuesta en forma de rebrote epicórmico de las masas afectadas. Esta capacidad para el rebrote ha sido considerada una de las únicas formas para superar crisis masivas del arbolado tras episodios de daño masivo (McDowell et al. 2008). La pérdida parcial o total de la copa reestablece la homeostasis funcional en las masas, al maximizar $\mathbf{k/A_l}$. Esta opción no es posible en las pináceas, haciendo que la marchitez generalizada de copas deba ser acompañada de una eliminación de pies para evitar el desarrollo de plagas. De todas formas,

Figura 5

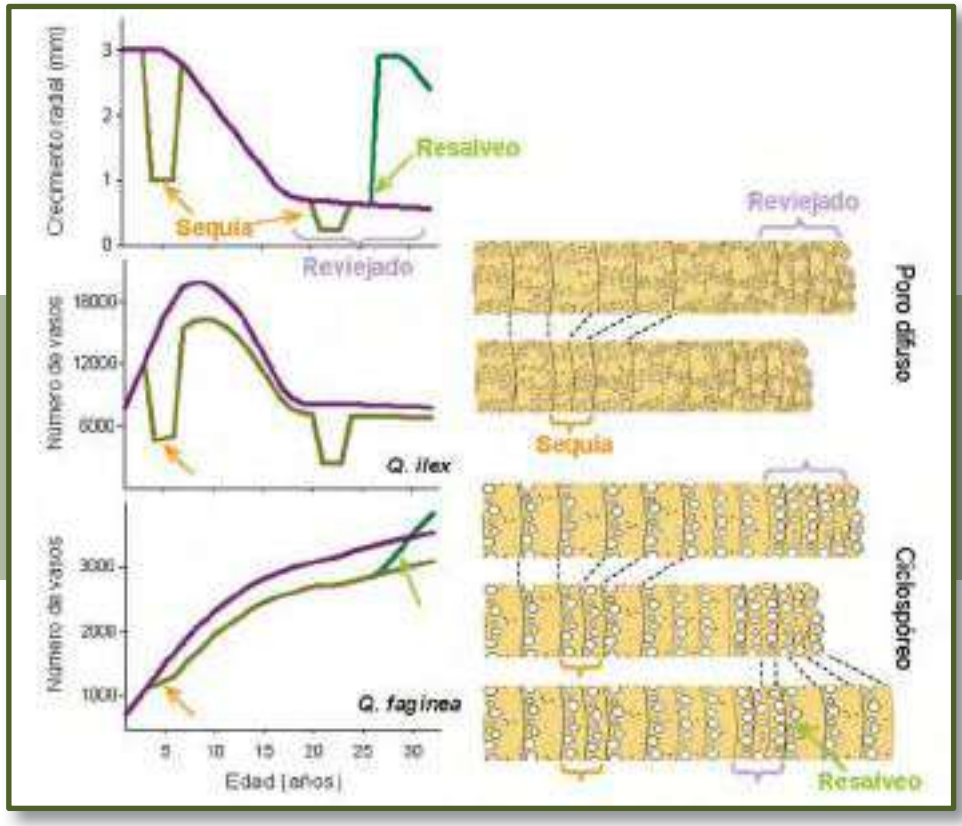


Figura 5. Variación en el crecimiento radial y en el número de vasos a lo largo de los años en una especie de poro difuso (*Quercus ilex*) y ciclospóreo (*Q. faginea*) (línea morada). Variación con periodos secos (línea amarilla) y después de aplicar un resalveo (línea verde).

Fuente: elaboración propia.

y a pesar de que esta facultad para regular $\mathbf{k/A_l}$ en las fagáceas de manera traumática por rebrote epicórmico pueda ser una forma de persistir, implica renunciar a un crecimiento sostenido, cuestionando la vitalidad y capacidad para la regeneración y supervivencia a largo plazo.

Recomendaciones para la adaptación

El equilibrio entre la pérdida de agua a la atmósfera (transpiración) y el reabastecimiento a través del sistema de captación (raíces) y transporte (xilema) es clave para la supervivencia del arbolado. Basar este equilibrio en el descenso de las pérdidas (cierre de estomas) afectará negativamente el crecimiento de la planta, que puede entrar en un proceso de deterioro por déficit de carbohidratos. Un excesivo flujo puede provocar $\mathbf{\Psi_s\text{-}\Psi_l}$ por encima de la capacidad de soporte del xilema.

En fagáceas, esto puede inducir la sustitución de especies menos tolerantes por otras con $\mathbf{PLC_{50}}$ más bajos. Esto no es el caso de las pináceas, cuyos PLC_{50} son poco variables. En éstas resulta crítico mejorar la relación $\mathbf{A^l/A^s}$. La excesiva densidad de ejemplares puede alterar negativamente esta relación, con fatales consecuencias para la homeostasis del árbol. En el caso de montes bajos de *Quercus*, este desequilibrio parece alcanzarse cuando la edad del rebrote sobrepasa la del turno de corta. Una actuación sobre esta masa (resalveo) mejora el equilibrio temporalmente. No obstante, parece necesario mejorar el conocimiento funcional de estas masas, para evitar que el rebrote tras puntisecado sea la única respuesta para el reequilibrio ante la falta de una mejor gestión.

Material suplementario

El MAI se calculó para las especies de fagáceas y pináceas que habitan en la península ibérica a partir de los datos climáticos de las principales regiones de procedencia de cada una de las mismas (Alía et al. 2009). Los valores de PLC_{50} han sido obtenidos a través de la recopilación de datos bibliográficos previos: *Q. coccifera* (Vilagrosa et al. 2003), *Q. suber* (Vaz et al. 2012), *Q. ilex* subsp. *ballota* (Corcuera et al. 2004a), *Q. faginea* (Esteso-Martínez et al. 2006), *Q. pyrenaica* (Corcuera et al. 2006), *Q. humilis*, *Q. petraea* y *Q. robur* (Cochard et al. 1992), *F. sylvatica* (Wortemann et al. 2011), *A. alba* y *A. pinsapo* (Peguero-Pina et al. 2011b), *P. halepensis*, *P.pinea*, *P. nigra* y *P. pinaster* (Martínez-Vilalta 2001), *P. sylvestris* (Cochard et al. 1992), *P. radiata* (Jansen et al. 2012) y *P. uncinata* (Delzon et al. 2010).

Las muestras de *A. alba* utilizadas en este estudio pertenecían a la población de Gamueta (Ansó, Huesca, 42° 52' N, 0° 47' O, 1350 m s.n.m.), mientras que las muestras de *A. pinsapo* se recolectaron en una repoblación forestal naturalizada plantada en 1913 situada en el municipio de Orcajo (Sistema Ibérico, 41° 05' N, 1° 30' W, 1150 m s.n.m.). Las curvas de vulnerabilidad del xilema a la cavitación se midieron en 10 ramas sanas situadas en la parte sur de la copa (longitud > 0,5 m, diámetro < 0,01 m) recogidas de 10 árboles diferentes para cada una de las poblaciones objeto de estudio. Para la obtención de las curvas se utilizó la técnica del "Cavitron", tal y como se describe en Peguero-Pina et al. (2011b) y en las referencias incluídas en el mismo. Por otro lado, los parámetros hidráulicos de cada una de las especies se obtuvieron en segmentos de tallo de 1, 2 y 3 años de edad procedentes de 10 ramas situadas en la parte sur de la copa (1,5-2 m de longitud). La preparación de las muestras se hizo siguiendo la metodología descrita en Mayr et al. (2002).

Referencias bibliográficas

Ait-Bachir S, Gil-Pelegrín E, Lacaze B (2000). Application of remote sensing to the study of oak decline in Aragón (Spain). En: Casanova JL, editor. *Remote sensing in the 21st century: economic and environmental application*. Balkema, Rotterdam. pp. 99-102

Alía R, García JM, Iglesias S, Mancha JA, de Miguel J, Nicolás JL, Pérez F, Sánchez D (2009) *Regiones de procedencia de especies forestales en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Alquézar JM, Centeno F, Cuvero D Gil-Pelegrín E, Ibarra N Martín-Bernal E, Peguero-Pina JJ, Sánchez-Miranda A (2009) Análisis de los factores de decaimiento en una repoblación de *Pinus halepensis* en el Sistema Ibérico zaragozano. *Actas del V Congreso Forestal Español*

Cochard H (1992) Vulnerability of several conifers to air embolism. *Tree Physiology* 11:73-83

Cochard H, Bréda N, Granier A, Aussenac G (1992) Vulnerability to air embolism of three european oak species (*Quercus petraea* (Matt) Liebl, *Q. pubescens* Willd, *Q. robur* L). *Annales des Sciences Forestières* 49:225-233

Corcuera L, Camarero JJ, Gil-Pelegrín E (2004a) Effects of a severe drought on *Quercus ilex* radial growth and xylem anatomy. *Trees, Structure and Function* 18:83-92

Corcuera L, Camarero JJ, Gil-Pelegrín E (2004b) Effects of a severe drought on growth and wood anatomical properties of *Quercus faginea*. *IAWA Journal* 25:185-204

Corcuera L, Camarero JJ, Sisó S, Gil-Pelegrín E (2006) Radial-growth and wood-anatomical changes in overaged *Quercus pyrenaica* coppice stands: functional responses in a new Mediterranean landscape. *Trees, Structure and Function* 20:91-98

Corcuera L, Cochard H, Gil-Pelegrín E, Notivol E (2011) Phenotypic plasticity in mesic populations of *Pinus pinaster* improves resistance to xylem embolism (P_{50}) under severe drought. *Trees, Structure and Function* 25:1033-1042

Delzon S, Douthe C, Sala A, Cochard H (2010) Mechanism of water-stress induced cavitation in conifers: bordered pit structure and function support the hypothesis of seal capillary-seeding. *Plant Cell and Environment* 33:2101-2111

Esteso-Martínez J, Camarero JJ, Gil-Pelegrín E (2006) Competitive effects of herbs on *Quercus faginea* seedlings inferred from vulnerability curves and spatial-pattern analyses in a Mediterranean stand (Iberian System, northeast Spain). *Ecoscience* 13:378-387

Gil-Pelegrín E, Aranda I, Peguero-Pina JJ, Vilagrosa A (2005) El continuo suelo-planta-atmósfera como un modelo integrador de la ecofisiología forestal. *Investigación Agrararia:*

Jansen S, Lamy JB, Burlett R, Cochard H, Gasson P, Delzon S (2012) Plasmodesmatal pores in the torus of bordered pit membranes affect cavitation resistance of conifer xylem. *Plant Cell and Environment* 35:1109-1120

Maherali H, Pockman WT, Jackson RB (2004) Adaptative variation in the vulnerability of woody plants to xylem cavitation. *Ecology* 85:2184-2199

Martínez-Vilalta J (2001) *Constraints on water transport posed by xylem embolism: implications for drought and frost resistance in woody plants*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona

Martínez-Vilalta J, Cochard H, Mencuccini M, Sterck F, Herrero A, Korhonen JFJ, Llorens P, Nikinmaa E, Nolè A, Poyatos R, Ripullone F, Sass-Klaassen U, Zweifel R (2009) Hydraulic adjustments of Scots pine across Europe. *New Phytologist* 184:353-364

Mayr S, Wolfschwenger M, Bauer H (2002) Winter-drought induced embolism in Norway spruce (*Picea abies*) at the Alpine timberline. *Physiologia Plantarum* 115:74-80

McDowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178:719-739

Nardini A, Battistuzzo M, Savi T (2013) Shoot desiccation and hydraulic failure in temperate woody angiosperms during an extreme summer drought. *New Phytologist* 200:322-329

Oren R, Sperry JS, Katul GG, Pataki DE, Ewers BE, Phillips N, Schäfer KVR (1999) Survey and synthesis of intra- and interspecific variation in stomatal sensitivity to vapour pressure deficit. *Plant, Cell and Environment* 22:1515-1526

Peguero-Pina JJ, Alquézar-Alquézar JM, Mayr S, Cochard H, Gil-Pelegrín E (2011a) Embolism induced by winter drought may be critical for the survival of *Pinus sylvestris* L. near its southern distribution limit. *Annals of Forest Science* 68:565-574

Peguero-Pina JJ, Sancho-Knapik D, Cochard H, Barredo G, Villarroya D, Gil-Pelegrín E (2011b) Hydraulic traits limit the distribution range of two closely related Mediterranean firs, *Abies alba* Mill. and *Abies pinsapo* Boiss. *Tree Physiology* 31:1067-1075

Sisó S, Camarero JJ, Gil-Pelegrín E (2001) Relationship between hydraulic resistance and leaf morphology in broadleaf leaf *Quercus* species: a new interpretation of leaf lobation. *Trees, Structure and Function* 15:341-345

Tyree MT, Sperry JS (1989) Vulnerability of xylem cavitation and embolism. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 40:19-38

Urli M, Porté AJ, Cochard H, Guengant Y, Burlett R, Delzon S (2013) Xylem embolism threshold for catastrophic hydraulic failure in angiosperm trees. *Tree Physiology* 33:672-683

Vaz M, Cochard H, Gazarini L, Graça J, Chaves MM, Pereira JS (2012) Cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings acclimate to elevated CO_2: Photosynthesis, growth, wood anatomy and hydraulic conductivity. *Trees, Structure and Function* 26:1145-1157

Vilagrosa A, Chirino E, Peguero-Pina JJ, Barigah TS, Cochard H, Gil-Pelegrín E (2012) Xylem cavitation and embolism in plants living in water-limited ecosystems. En: Aroca, R, editor. *Plant responses to drought stress: from morphological to molecular features*. Springer. pp. 63-109

Vilagrosa A, Vallejo VR, Bellot J, Gil-Pelegrín E (2003) Cavitation, stomatal conductance, and leaf dieback in seedlings of two co-occurring Mediterranean shrubs during an intense drought. *Journal of Experimental Botany* 54:2015-2024

Wortemann R, Herbette S, Barigah TS, Fumanal B, Alía R, Ducousso A, Gomory D, Roeckel-Drevet P, Cochard H (2011) Genotypic variability and phenotypic plasticity of cavitation resistance in *Fagus sylvatica* L. across Europe. *Tree Physiology* 31:1175-1182

L. Matías[1,2*], R. Zamora[2], J. Castro[2]

[1] *Biological and Environmental Sciences, School of Natural Sciences. University of Stirling. FK9 4LA, Stirling, United Kingdom*
[2] *Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Av. Fuentenueva SN. 18071, Granada*
[*] *Correo electrónico: lmatias@ugr.es*

15 Efectos de la variación en el régimen de precipitación sobre la regeneración del bosque montano mediterráneo

Resultados clave

- Los veranos lluviosos representan un evento crucial para el reclutamiento, incrementando tanto la supervivencia como el crecimiento de plántulas de especies leñosas
- La abundancia y diversidad del banco de reclutas presenta una elevada dependencia de los eventos climáticos extremos, tanto de veranos especialmente secos como tormentosos.
- Las diferentes respuestas entre las especies y grupos funcionales a los escenarios climáticos implican un reclutamiento diferencial, lo que provocará una alteración en la composición, dominancia, y diversidad de la comunidad.
- El impacto del cambio climático en la diversidad y en la dinámica de las comunidades vegetales de las montañas mediterráneas dependerá no sólo del aumento de la aridez, sino del balance entre veranos secos y lluviosos.

Contexto

La variabilidad climática es una característica común de los ecosistemas a lo largo de todo el planeta (Henderson-Sellers & Robinson 1991). Una de las fuentes de variación más importante es el patrón temporal de precipitación, que puede variar enormemente a escala intra- o inter-anual. Bajo un escenario de cambio climático, se espera un aumento de la frecuencia de años secos para muchas regiones del planeta durante las próximas décadas, así como una disminución de los años muy húmedos (IPCC 2013). Sin embargo, a pesar de estas tendencias generales, también se espera un aumento en la variabilidad de las precipitaciones, por lo que aún podrían persistir algunos veranos excepcionalmente lluviosos dentro de este contexto general de aridez (Figura 1, Rodrigo 2002, Christensen et al. 2007). Por tanto, es especialmente relevante conocer la importancia tanto de los eventos de sequía como de los veranos lluviosos para entender las posibles consecuencias de su alteración para el funcionamiento de los ecosistemas.

Bajo este escenario de cambio climático, se espera que las regiones áridas, semiáridas y mediterráneas se encuentren entre las más afectadas por las alteraciones en el régimen de precipitación (Christiensen et al. 2007, Giorgi & Lionello 2008). La región mediterránea es una zona de transición entre el clima del norte de África y el clima templado y húmedo de Centroeuropa, viéndose afectado por las interacciones entre las los procesos climáticos en latitudes medias con las latitudes tropicales (Giorgi & Lionello 2008). Debido a estas características, incluso pequeños cambios en los patrones generales de circulación atmosférica (como por ejemplo cambios en la localización de células de alta presión subtropicales o de las tormentas centroeuropeas) pueden conllevar cambios sustanciales en el clima del Mediterráneo, lo que ha llevado a identificarlo como uno de los "puntos calientes" en las predicciones de cambio climático (Giorgi 2006).

Las montañas mediterráneas albergan una gran diversidad de especies con distinto origen biogeográfico, encontrando tanto especies con un origen propiamente mediterráneo, como otras de origen templado, boreal o alpino que quedaron acantonadas en estas montañas tras los sucesivos procesos migratorios durante los periodos glaciares e interglaciares (Blanca et al. 1998, Médail & Diadema 2009). Es por ello que las distintas especies que conforman las comunidades de leñosas de los bosques montanos mediterráneos tienen distinta sensibilidad a los cambios previstos en el clima, y por tanto se espera que respondan a ellos de forma diferencial. En consecuencia,

Figura 1

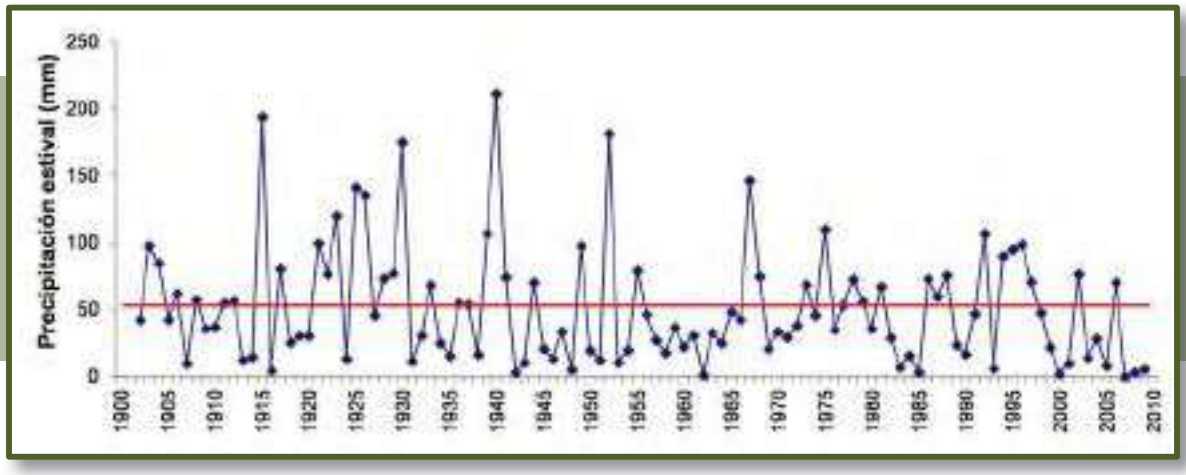


Figura 1. Precipitación durante los meses de verano (Junio-Agosto) durante el período 1902-2009. Los datos de 1902-1990 están extrapolados a partir la estación meteorológica de La Cartuja (Granada, $R^2 = 0,75$, $P < 0,0001$). El promedio de precipitación está indicado por la línea roja. Algunos veranos (como 1915, 1930, 1940, 1952 o 1967) están muy por encima de la media, y son los que se usaron como referencia para la simulación de los veranos lluviosos.

Fuente: Elaborado a partir de Matías et al. (2011c) supporting information.

la estructura de las comunidades vegetales podría verse profundamente alterada en respuesta al cambio en las condiciones climáticas, al estar unas determinadas especies favorecidas por las nuevas condiciones con respecto a otras (Peñuelas & Boada 2003, Lloret et al. 2009).

El establecimiento de plántulas y juveniles es la fase más crítica en el ciclo de vida de las plantas. Los primeros estadíos del desarrollo son enormemente sensibles a las condiciones ambientales debido a su limitado sistema radicular y menor resistencia en comparación con los adultos (Fenner 1992, Houle 1994, Lloret et al. 2009, Herrero et al. 2013), lo que les hace responder de una forma más rápida a las variaciones climáticas. Debido a que los eventos de mortalidad en adultos ocurren frecuentemente de forma repentina en cortos espacios de tiempo (Bigler et al. 2006, Allen et al. 2010), el regenerado forestal puede ser usado como un indicador de la futura composición y abundancia de la comunidad (Lewis-Smith 1994, Allen & Breshears 1998, Kullman 2002). Por tanto, el análisis de la dinámica de reclutamiento de la comunidad y su respuesta a los factores de cambio climático es esencial para comprender el reemplazamiento y la futura composición de los bosques de la montaña mediterránea.

En este informe compilamos los resultados de un estudio bajo condiciones naturales en el que se simularon tres escenarios diferentes de precipitación posibles durante las próximas décadas (régimen de precipitación actual, veranos más secos, y veranos excepcionalmente lluviosos) bajo los hábitats dominantes de las montañas mediterráneas (bajo arbolado, bajo matorrales, y claros entre la vegetación). Analizamos las respuestas del banco de reclutas en términos de abundancia y diversidad, así como la respuesta específica de las especies más representativas de los diferentes grupos funcionales a las variaciones en la precipitación.

Resultados y discusión

Los cambios en el patrón de precipitación pueden inducir alteraciones en la disponibilidad de recursos a diferentes niveles, determinando una serie de respuestas en la comunidad vegetal, y afectando en última instancia la dinámica y funcionamiento del ecosistema. Además, estos cambios pueden interactuar de forma sinérgica con otros motores del cambio global como son los cambios en el uso del suelo, por lo que en este trabajo usamos distintos tipos de hábitat como indicadores de estos cambios de uso. A continuación detallamos cómo responden las distintas especies leñosas de forma individual a las variaciones ambientales en los diferentes hábitats representativos de las montañas mediterráneas y sus implicaciones a nivel de comunidad.

Efectos a nivel individual

Emergencia

Los cambios en el patrón de precipitación afectaron a la emergencia de plántulas naturales (Matías et al. 2011a). Hubo mayores valores de emergencia en el escenario más húmedo para la mayoría de los años de estudio pero, por el contrario, no hubo reducción de la emergencia en el escenario más seco (Figura 2a). Esto enfatiza, por un lado, la importancia de veranos excepcionalmente húmedos para promover la regeneración, ya que un mayor banco de plántulas emergidas incrementa las probabilidades de reclutamiento, y por otro lado que la emergencia de plántulas en las comunidades mediterráneas no parece particularmente sensible al incremento de aridez que se prevé bajo los escenarios de cambio climático. Esto posiblemente se deba al hecho de que el periodo de germinación se inicia a principios de la primavera, cuando la humedad en las capas superficiales del suelo es aún alta. Por otra parte, la estructura del hábitat tuvo un fuerte efecto sobre la emergencia de plántulas, que se concentraron sobre todo bajo los matorrales (Figura 2b). Estos resultados pueden ser explicados tanto por las diferencias en llegada de semillas, ya que los matorrales productores de fruto carnoso atraen a

Figura 2

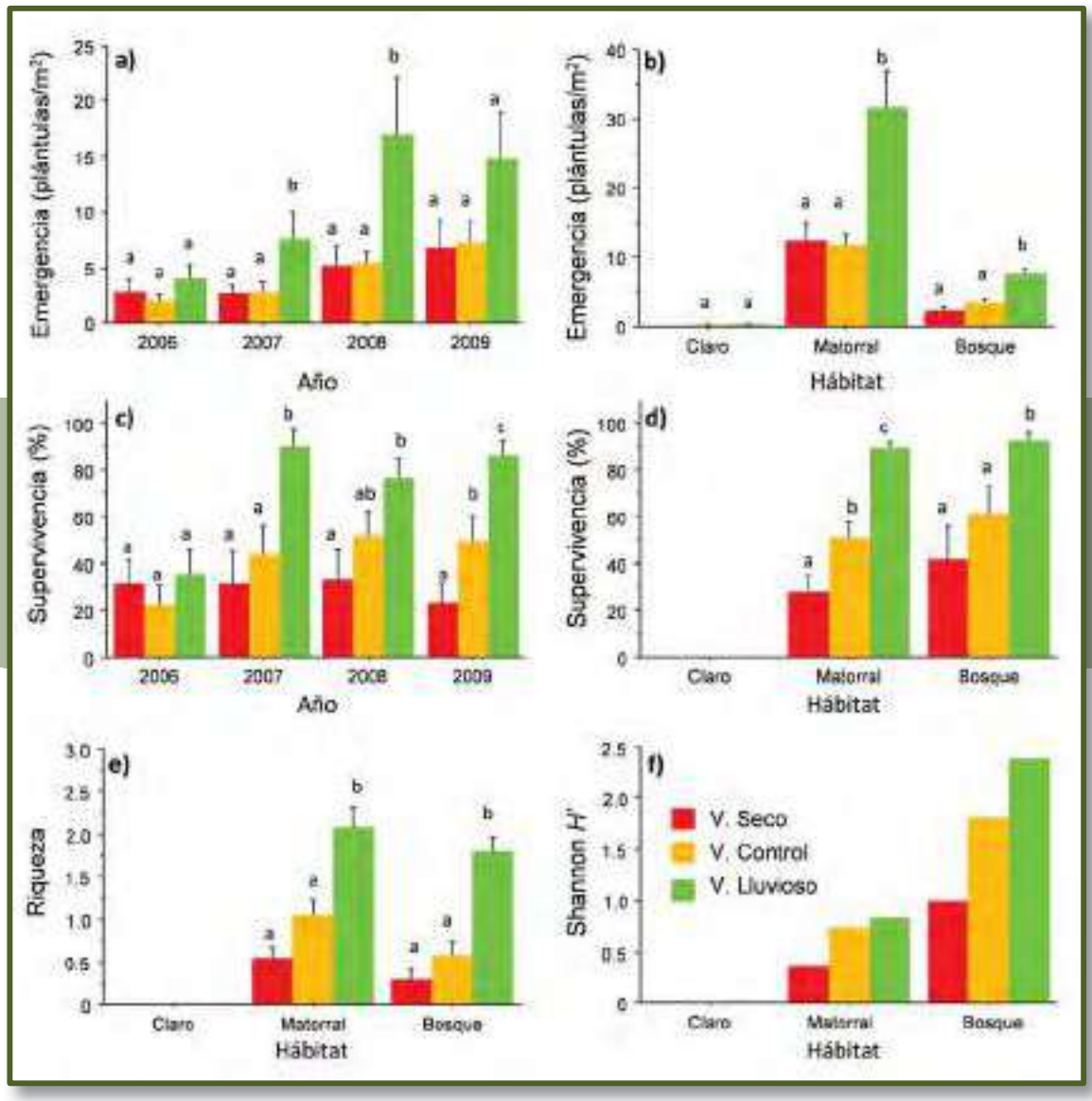


Figura 2. Abundancia y diversidad de plántulas naturales bajo los diferentes escenarios climáticos (verano más seco, lluvioso y control) en los distintos tipos de hábitat. a) Abundancia de plántulas emergidas en los distintos años de estudio (2006: valores previos a los tratamientos experimentales; 2007-2009: simulaciones climáticas); b) promedio de emergencia en los distintos hábitats (2007-2009); c) promedio (en %) de plántulas supervivientes tras el primer verano (2006: valores previos; 2007-2009: simulaciones climáticas); d) supervivencia promedio en los distintos hábitats (2007-2009); e) riqueza de especies establecidas; f) índice de diversidad *H'* de Shannon del banco de reclutas establecido. Distintas letras indican diferencias entre escenarios climáticos dentro de cada tipo de hábitat o año según un test post-hoc de Bonferroni-Dunn.

Fuente: Modificado de Matías et al. (2011a).

las aves dispersoras (Mendoza et al. 2009), como por las condiciones microambientales favorables para la germinación debido al aumento de humedad del suelo bajo su copa y a la protección frente pisoteo y herbívoros. La baja emergencia de plántulas naturales registrada en claros pone de manifiesto el importante efecto que la deforestación puede tener sobre el reclutamiento, al reducirse la llegada de semillas y perderse la protección de la vegetación sobre las plántulas. En consecuencia, el efecto que pueda tener las variaciones climáticas sobre el regenerado se manifestarán fundamentalmente en la fase de plántula y estarán inicialmente condicionadas por la estructura del hábitat.

Supervivencia

La supervivencia, tanto de plántulas naturales como las provenientes de siembras experimentales, estuvo fuertemente condicionada por el hábitat, siendo mayor en lugares con cierto sombreado que en zonas expuestas a alta radiación (Figura 2d), aunque hay una gran variabilidad entre especies (Figura 3). Esto está en concordancia con numerosos estudios llevados a cabo en las montañas mediterráneas, que muestran que el sombreado aportado por la vegetación existente, especialmente los matorrales, reduce el estrés hídrico y favorece la supervivencia, facilitando el reclutamiento (Castro et al. 2004, Gómez-Aparicio et al. 2004, Gómez-Aparicio 2009).

Los escenarios climáticos tuvieron también un fuerte efecto sobre la supervivencia de las plántulas (Figura 3). En el caso de las siembras experimentales, esta respuesta fue compleja dado que dependió tanto de la especie como del hábitat. Para algunas especies como la encina o los matorrales pioneros apenas hubo diferencias entre los escenarios climáticos, mientras que por el contrario para otras como pino o arce hubo un marcado incremento de la supervivencia bajo los

Figura 3

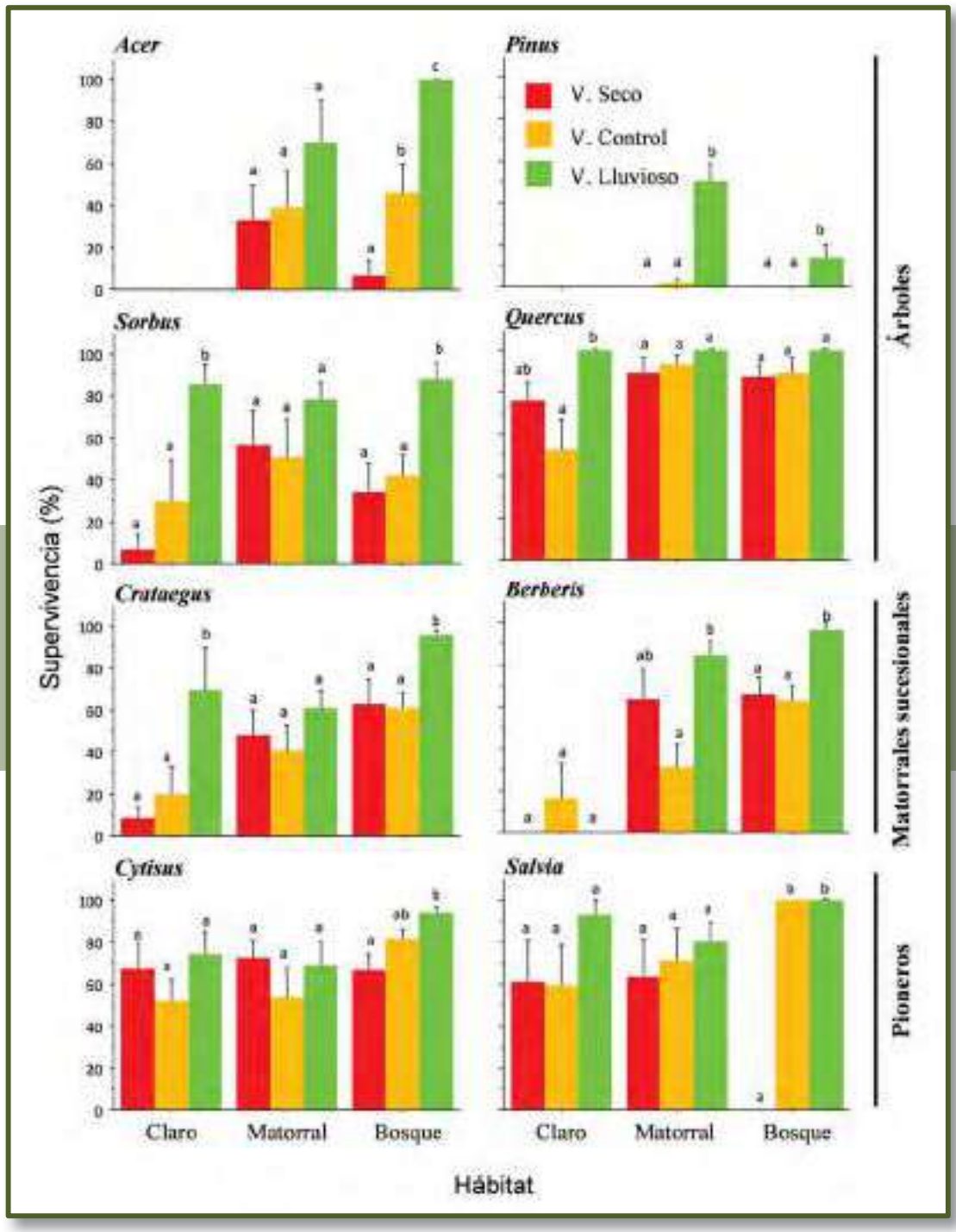


Figura 3. Promedio de supervivencia (+SE) de plántulas provenientes de siembras experimentales tras de dos años de crecimiento bajo diferentes patrones de precipitación durante el verano: veranos más secos, lluviosos o actuales (control) en los diferentes tipos de hábitat. Distintas letras indican diferencias entre escenarios climáticos dentro de cada tipo de hábitat según un test de PLSD de Fisher.

Fuente: Modificado de Matías et al. (2012a).

veranos más lluviosos (Figura 3). De forma general, una reducción en la precipitación estival no tuvo un efecto tan marcado en la supervivencia de las plántulas procedentes de las siembras experimentales (Figura 3), aunque encontramos una clara tendencia a la reducción en el banco de plántulas naturales, siendo significativo en uno de los años de estudio (Figura 2c). Algunas especies mostraron capacidad de regeneración en todos los hábitats, mientras que otras como el pino o el arce tuvieron su supervivencia restringida a sitios con la protección de cubierta e, incluso (como el pino) casi exclusivamente en caso de disponer de un verano excepcionalmente húmedo (Figura 3). En consecuencia, los resultados muestran que la combinación de tipo de hábitat y clima modulan las probabilidades de reclutamiento para el bosque mediterráneo. Esto se traduce en una fuerte reducción de la capacidad de regeneración bajo un escenario donde los veranos tormentosos disminuyan su frecuencia, particularmente intensa para algunas especies (*P. sylvestris*) y en ciertos tipos de hábitats, como las zonas abiertas, siendo el efecto de la variabilidad climática más amortiguado bajo la cubierta de matorral.

Crecimiento

La luz y el agua son los dos factores más importantes implicados en el crecimiento de las plantas (Matías et al. 2011b), por lo que es esperable que varíen

a lo largo de nuestra combinación experimental de estos dos factores (hábitat y escenarios climáticos). De forma general, una mayor disponibilidad hídrica supone una mayor biomasa final (tanto aérea como subterránea) para la mayoría de las especies estudiadas (Figura 4), mientras que las plántulas creciendo bajo un escenario más seco no disminuyen su biomasa de forma significativa respecto a las plantas control (Matías et al. 2012a). Estos resultados ponen de manifiesto el elevado estrés hídrico al que están sometidas la mayoría de especies leñosas de la comunidad estudiada, estando limitado su crecimiento por la sequía estival incluso con las condiciones climáticas actuales. Sin embargo, el efecto de los escenarios climáticos está de nuevo modulado por el grado de cobertura vegetal del hábitat. Las zonas más abiertas permiten sacar la máxima ventaja en términos de crecimiento de los veranos más lluviosos, ya que los dos factores más importantes implicados (luz y agua) no llegan a ser limitantes. Sin embargo, las diferencias entre escenarios climáticos se ven amortiguadas al aumentar la cobertura, ya que la falta de luz puede estar limitando parcialmente el crecimiento.

Consecuencias a nivel de comunidad

A pesar de que los efectos anteriormente comentados actuaron de forma general para toda la comunidad de plántulas leñosas, las diferentes especies pueden responder de forma dispar a los cambios en la precipitación o la estructura del hábitat, especialmente las pertenecientes a distintos estadíos sucesionales (matorral pionero, matorral de fruto carnoso o sucesional y especies arbóreas). Un cambio en el reclutamiento diferencial entre las especies que cohabitan en un determinado lugar puede implicar una alteración en la abundancia relativa de esas especies, induciendo a corto-medio plazo variaciones en la composición de la comunidad.

Figura 4

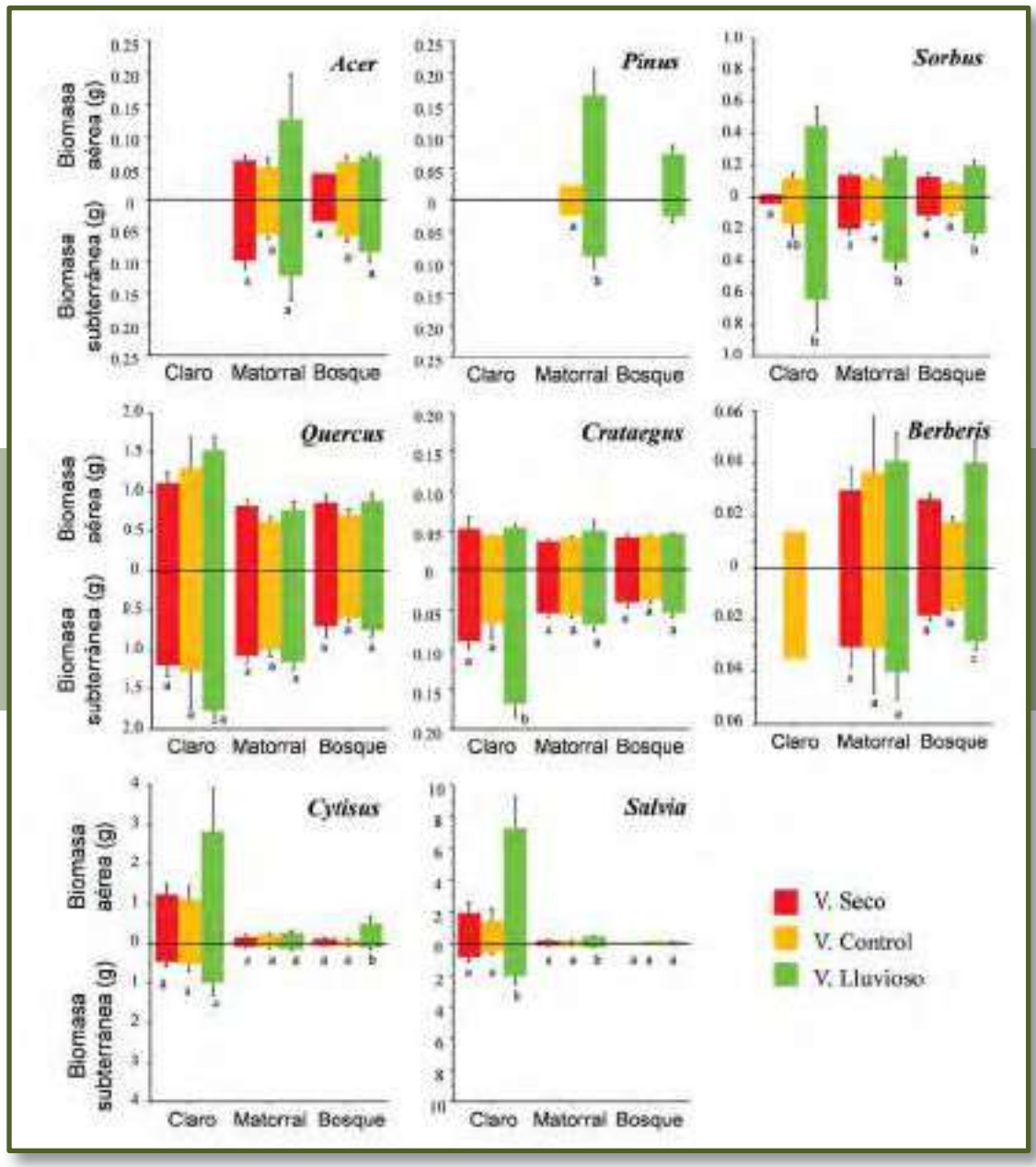


Figura 4. Biomasa aérea y subterránea (en g, +SE) al final del experimento para las ocho especies estudiadas en los diferentes hábitats bajo los distintos tipos de verano (secos, lluviosos y actuales o control). Distintas letras indican diferencias entre escenarios climáticos dentro de cada tipo de hábitat según un test de PLSD de Fisher.

Fuente: Modificado de Matías et al. (2012a).

Figura 5

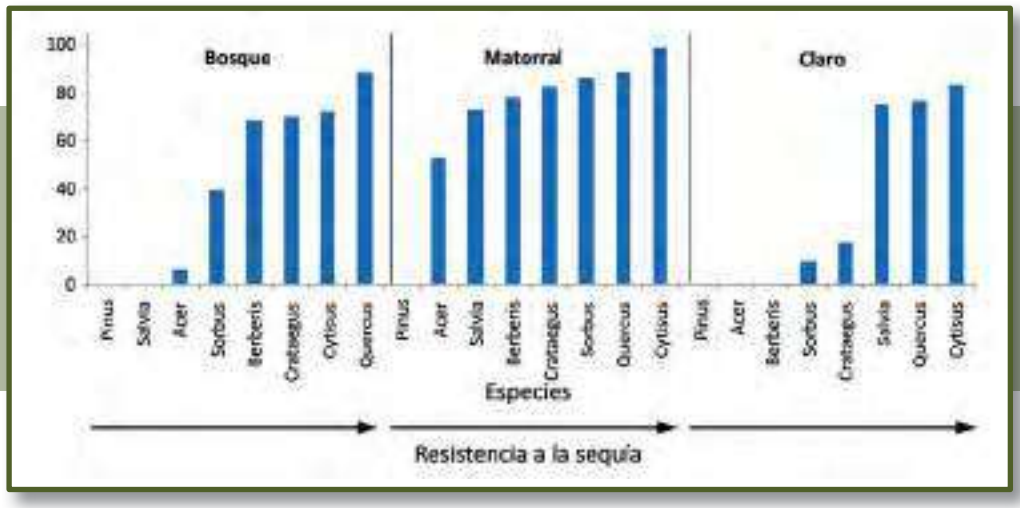


Figura 5. Índice de resistencia a la sequía en términos de supervivencia (D_S; de 0 a 100, sin unidades) calculado como la proporción de plántulas supervivientes en durante el verano seco respecto a las supervivientes en el verano lluvioso ($D_S=S_S/S_L\times100$; donde D_S es resistencia a la sequía, S_S es supervivencia durante el verano seco y S_L supervivencia en el verano lluvioso) en cada hábitat. Las especies están ordenadas de menor a mayor D_S.

Fuente: Modificado de Matías et al. (2012b).

De forma general, las especies pioneras como *Cytisus* son las que presentan una mayor resistencia a la sequía (Figura 5), siendo capaces de establecerse con éxito en la mayor parte de los posibles escenarios testados en nuestro experimento, aunque la falta de luz puede llegar a limitar el crecimiento en algunos casos (como *Salvia* bajo cobertura arbórea). Sin embargo, la elevada respuesta en términos de crecimiento y supervivencia que presentan incluso en las condiciones más extremas (zonas abiertas y veranos secos) puede hacer pensar que este grupo de especies sea capaz de expandir sus poblaciones durante las próximas décadas. Los matorrales de hoja caduca como *Berberis* o *Crataegus* presentan en general una buena resistencia a la sequía (Figura 5), siendo capaces de reclutar nuevos individuos siempre que esté presente algún tipo de cobertura vegetal, ya sea arbórea o arbustiva, que pueda reducir la radiación recibida (Figura 3). Sin embargo, el reclutamiento en las zonas más abiertas se ve seriamente limitado, restringiéndose sólo a los veranos más húmedos. Por tanto, bajo un escenario de cambio climático, podríamos esperar un buen reclutamiento de estas especies tanto en las zonas dominadas por matorrales como en el sotobosque. Sin embargo, para la colonización de nuevas zonas, es necesario el establecimiento previo de matorrales pioneros que puedan crear unas condiciones microclimáticas adecuadas para la supervivencia de las plántulas, es decir, un proceso de facilitación por parte de los matorrales pioneros.

Entre las especies arbóreas encontramos una serie de respuestas dispares ante los cambios en el patrón de precipitación. Las dos especies arbóreas dominantes en nuestra comunidad son las que presentan las respuestas más contrastadas. Mientras que *Pinus sylvestris* es la especie con menor resistencia a la sequía (Figura 5) y es únicamente capaz de reclutar nuevos individuos durante los veranos más húmedos (Figura 3), *Quercus ilex* es capaz de reclutar en cualquiera de las combinaciones de hábitats y escenarios estudiadas. De acuerdo con estos resultados, cabría esperar un aumento en la dominancia de *Q. ilex* durante las próximas décadas, que a largo plazo sería capaz de sustituir las zonas actualmente ocupadas por *P. sylvestris*. El reclutamiento de esta última especie podría quedar relegado sólo a aquellos lugares que presenten unas especiales condiciones de humedad, como pueden ser las vaguadas y zonas con menor exposición solar o durante los años excepcionalmente húmedos. Las especies arbóreas de hoja caduca (*Acer opalus* y *Sorbus aria*) presentan un comportamiento intermedio respecto a las otras dos especies arbóreas. Aunque se ven enormemente beneficiadas por los veranos excepcionalmente húmedos, son capaces de reclutar nuevos individuos incluso en los veranos más secos, siempre que estén protegidas por cobertura vegetal, especialmente si es bajo matorrales. Es en este hábitat donde estas especies presentan una mayor resistencia a la sequía (Figura 5) y donde tienen la suficiente luz para el crecimiento, poniendo nuevamente de manifiesto la importancia de los matorrales como facilitadores para la regeneración de especies arbóreas.

Estas diferentes respuestas a la combinación de escenarios climáticos y estructura de hábitat entre las especies leñosas pueden tener como consecuencias finales una alteración en las propiedades de la comunidad, como pueden ser la diversidad, la dominancia de especies o la estructura del hábitat. Aunque la diversidad de las plántulas que emergen de forma natural no se ve reducida bajo un escenario con veranos más secos, tanto la abundancia de plántulas que sobreviven al primer verano como la riqueza y diversidad de especies sí que tiende a reducirse. Al contrario, un verano excepcionalmente húmedo es capaz de generar un banco de reclutas abundante y diverso (Figura 2). La supervivencia durante el primer verano representa el principal cuello de botella para el reclutamiento de las especies leñosas (Castro *et al*. 2005; Mendoza *et al*. 2009), por lo que un aumento en la supervivencia durante los primeros estadíos de vida puede suponer una ventana de reclutamiento capaz de mantener las poblaciones, especialmente importante para las especies de vida larga.

Como hemos comentado anteriormente, una de las especies dominantes de la comunidad, *P. sylvestris*, es la más vulnerable al incremento de sequía previsto para las próximas décadas, por lo que una reducción en su reclutamiento podría inducir un cambio en la dominancia en favor de *Q. ilex*, especialmente aquellas con una mayor insolación o de menor altitud, lo que podría tener importantes consecuencias en el funcionamiento de la

comunidad. Las especies de matorral (tanto pioneros como sucesionales) se han presentado como unos buenos competidores ante las condiciones de sequía, por lo que cabría esperar que amplíen sus poblaciones durante los próximos años, es decir, se prevé un proceso de matorralización. En el caso de que sean las zonas actualmente ocupadas por especies arbóreas las que sean sustituidas por especies de porte arbustivo, podríamos hablar de un proceso de matorralización regresiva.

Los eventos climáticos extremos pueden tener importantes consecuencias sobre los ecosistemas (Rich *et al*. 2008). Según los resultados aquí presentados, estas consecuencias se pueden expresar a muy diferentes niveles, llegando incluso a alterar la dinámica sucesional de la comunidad (Figura 6). Los veranos lluviosos esporádicos representan una buena oportunidad para la regeneración del bosque, y la única ocasión para su expansión hacia zonas adyacentes actualmente dominadas por matorrales. Sin embargo, un escenario de mayor aridez puede llegar a limitar la regeneración de las especies que forman el bosque y bloquear la colonización de nuevas zonas, mientras que otros grupos funcionales como los matorrales caducos o pioneros podrían verse comparativamente beneficiados y expandir sus poblaciones hacia los claros que puedan crearse dentro del bosque.

Conclusiones

Aunque el aumento en la aridez esperado para las próximas décadas puede conllevar unas notorias consecuencias para la comunidad en términos de crecimiento, supervivencia y diversidad, la posible reducción en la frecuencia de aparición de los años excepcionalmente húmedos puede implicar unos cambios aún más importantes. Hemos demostrado que los veranos lluviosos tienen no sólo un efecto cuantitativo aumentando la abundancia del banco de reclutas, sino que además conlleva un importante efecto cualitativo al permitir el reclutamiento de las especies más mésicas, tanto bajo el dosel de matorrales y árboles, como en zonas abiertas. Por tanto, el impacto del cambio climático en la diversidad y en la dinámica de las comunidades vegetales de las montañas mediterráneas dependerá no sólo del aumento de la aridez, sino del balance entre veranos secos y lluviosos. A largo plazo, ambas restricciones pueden converger en una pérdida de la diversidad y un aumento de la dominancia de aquellas especies con una elevada resistencia a la sequía.

Figura 6

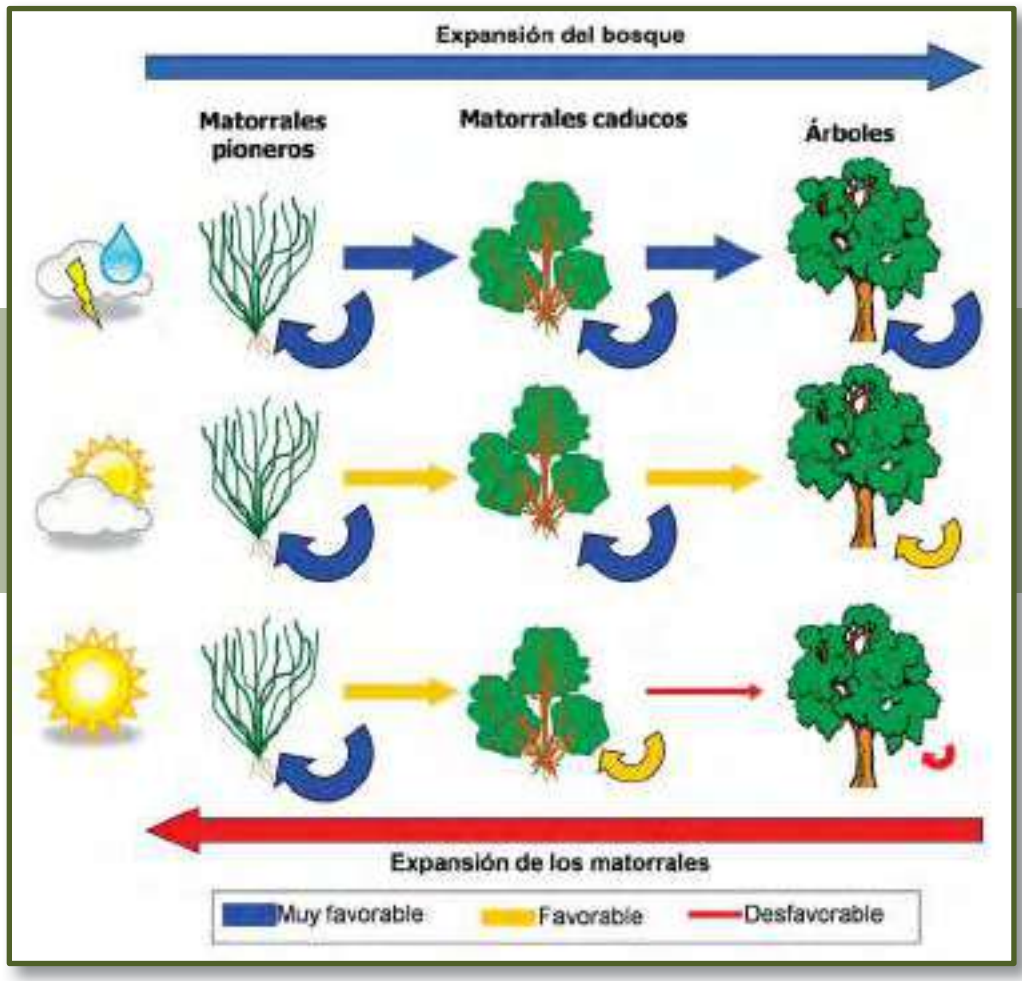


Figura 6. Esquema conceptual que representa la dinámica de la comunidad de leñosas bajo los diferentes escenarios climáticos posibles en las montañas mediterráneas durante las próximas décadas. Las flechas dentro de cada grupo funcional representan la capacidad de autoregeneración, y entre grupos indican la probabilidad de transición. El grosor y color de cada flecha indican el resultado más probable en cada escenario.

Fuente: Modificado de Matías et al. (2012a).

Recomendaciones para la adaptación

Se deben promover actuaciones y medidas de gestión que mantengan o aumenten la diversidad de leñosas de la comunidad madura, lo que incrementará la resiliencia (i.e. la capacidad de recuperar la estructura y función después de una perturbación) del sistema ante el cambio climático. Para ello se proponen las siguientes medidas:

- Realizar actuaciones (por ejemplo claras) en masas forestales densas, generalmente provenientes de reforestaciones monoespecíficas, que permitan la entrada al sistema de semillas de otras especies y promuevan el crecimiento del banco de plántulas de las especies de la comunidad madura.

- Promover y mantener medidas de conservación de las poblaciones y rodales de especies en hábitats marginales para que actúen como tampón ante las consecuencias del cambio climático sobre la regeneración gracias a su longevidad, y al mismo tiempo actúen como bancos de semillas con potencialidad de reclutamiento durante años favorables.

- Realizar repoblaciones o restauraciones de especies particularmente relevantes para el mantenimiento de la diversidad de la comunidad en cada zona, tratando de maximizar el éxito realizándolas en zonas óptimas, en años adecuados y con cuidados post-plantación (p. ej. protección contra la herbivoría).

- Promover la sucesión hacia la comunidad madura aprovechando pautas naturales que actúen de forma sinérgica con las actuaciones llevadas a cabo por el hombre. En particular se debe promover el paso de matorrales sucesionales hacia bosque maduro, y de áreas con baja cobertura de vegetación hacia matorrales más densos y variados que puedan facilitar la sucesión natural.

- En definitiva, promover la heterogeneidad del paisaje tanto en estructura de hábitats como en composición de especies, potenciando las combinaciones de especies que puedan favorecer la autosucesión del conjunto del sistema.

Material suplementario

La zona de estudio en la que se han desarrollado todos los experimentos incluidos en este informe ha sido el Parque Nacional de Sierra Nevada, concretamente dentro de las instalaciones del Jardín Botánico de La Cortijuela (Granada; 37º05' N, 3º28' O), a una altitud de unos 1650 m s.n.m. El paisaje de la zona está compuesto por una mezcla de parches de vegetación con diferente grado de manejo, en la que predominan tres diferentes unidades de paisaje o hábitats:

1) Pinares de repoblación de *Pinus sylvestris* L. y *P. nigra* Arnold. en la que podemos encontrar dispersos algunos ejemplares de otras especies arbóreas, entre las que cabe destacar *Quercus ilex* L. y *P. sylvestris* L. ssp. *nevadensis* Christ. Estas dos especies forman la vegetación potencial de la zona (Rivas-Godoy & Rivas-Martínez 1971), diferenciándose sus poblaciones naturales en cuanto a altitud y orientación. Además, podemos encontrar otras especies arbóreas acompañantes como *Acer opalus* L. ssp. *granatense* Boiss., *Sorbus aria* L., y en las zonas más umbrías *Taxus baccata* L.

2) Zonas dominadas por matorral, en las que predominan tanto especies pioneras como *Cytisus scoparius* L., *Salvia lavandulifolia* Vahl., *Ononis aragonensis* Asso. o *Adenocarpus decorticans* Boiss., como otras especies de mayor porte y hoja caduca (matorrales sucesionales), entre los que destacan por abundancia *Crataegus monogyna* Jacq., *Berberis vulgaris* L., *Prunus ramburii* Boiss. o *Amelanchier ovalis* Medik

3) Claros entre la vegetación cubiertos por suelo desnudo o por algunas especies herbáceas dispersas. Una descripción más detallada de la flora y vegetación de la zona puede ser encontrada en Martínez-Parras et al. (1987) y en Molero-Mesa et al. (1992).

Todos los experimentos discutidos en este informe se desarrollaron siguiendo el diseño experimental que a continuación se detalla. Durante la primavera de 2006 se seleccionaron en esta zona tres parcelas de estudio representativas de cada uno de los tres principales hábitats de las montañas mediterráneas (descritos anteriormente), y se establecieron 24 plots de estudio de 2 × 2 m en cada una de ellas (72 en total). Durante la primavera de 2007 se asignaron aleatoriamente 24 plots (8 en cada hábitat) a cada uno de los siguientes escenarios climáticos:

I) Verano seco. En este escenario simulamos las condiciones climáticas durante los meses de verano esperadas para la última parte del presente siglo bajo el escenario climático SRES A-2 del IPCC, donde se prevé una reducción del total de precipitación durante los meses de verano del 30%. Para ello, construimos unas casetas de exclusión de lluvia basadas en el diseño original de Yahdjian & Sala (2002). Estas casetas de exclusión están formadas por una estructura metálica que sostiene unas bandas de metacrilato transparentes sin filtros ultravioletas (Barlocast®; Faberplast S.L., Madrid) plegadas en forma de V a 90º. Estas bandas de metacrilato cubren el 35% de la superficie de la caseta, interceptando la misma proporción del total de precipitación recibido de forma natural. El agua retirada se recoge por medio de unos canalones y se conduce fuera del plot. Además, para evitar la entrada de agua por escorrentía, cavamos una zanja de unos

20 cm de profundidad y 10 cm de ancho alrededor de todo el plot, dejando una salida para que el agua pudiese fluir fuera. La altura de las casetas fue de 120 cm en la zona más alta y 80 en la más baja, dejando una pendiente de 11.3º. Estas estructuras permiten la libre circulación de aire por su interior, por lo que el efecto microclimático inducido sobre la parcela estudiada es mínimo. Para simular veranos más secos y más largos como los previstos por los modelos climáticos, las bandas de metacrilato se colocaron durante los veranos de 2007, 2008 y 2009 desde mediados de abril hasta mediados de septiembre, dejando los plots al descubierto durante el resto del año.

II) Verano húmedo. Para la simulación de los veranos excepcionalmente húmedos que aparecen en las montañas mediterráneas nos basamos en las precipitaciones calculadas para zona de estudio durante de la serie de 1902 a 2006 (Figura 1; Matías et al. 2011c). De esta serie temporal, seleccionamos los cinco años con los veranos más húmedos (1915, 1930, 1940, 1952 y 1967), en los que el promedio de precipitación fue de 187 mm. Este promedio de precipitación fue el nivel elegido para simular este escenario climático. Para ello, colocamos un sistema de riego en los plots de 2 × 2 m formado por 4 microaspersores colocados en cada una de las esquinas con un ángulo de apertura de 90º y 2 m de alcance. Este sistema simulaba una tormenta de verano, de corta duración (unos 10 minutos) y alta intensidad (12 l m^{-2}) de forma semanal desde el fin de las lluvias de primavera (principios de junio) hasta el comienzo de las lluvias otoñales (mediados-finales de septiembre). Si durante una semana se producía una tormenta natural, esa semana no se aplicaba el riego, de forma que el total de lluvia recibido durante todo el verano coincide con el promedio de la serie temporal antes mencionado.

III) Condiciones climáticas actuales. El último de los tres escenarios climáticos contemplados consiste en las condiciones climáticas durante el desarrollo del experimento, de forma que en este caso no alteramos el patrón natural de precipitación. Este último escenario climático nos servirá además como control experimental.

Para el estudio de la diversidad del banco de reclutas se contabilizaron todas las plántulas emergidas de forma natural en 0.3 m^{-2} en cada plot desde 2006 a 2009. De forma adicional, sembramos de 5 a 15 semillas de cada una de las especies más representativas de los distintos grupos funcionales (arboles: *Acer opalus*, *Quercus ilex*, *Pinus sylvestris*, *Sorbus aria*; matorrales sucesionales: *Berberis vulgaris* y *Crataegus monogyna*; matorrales pioneros: *Cytisus scoparius* y *Salvia lavandulifolia*) en cada uno de los plots en Diciembre de 2006, revisando la supervivencia y cosechando toda la biomasa después de dos estaciones de crecimiento en Septiembre de 2008 (ver Matías et al. 2011b, 2012a,b para más detalles).

Referencias bibliográficas

Allen CD, Breshears DP (1998) Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95:14839-14842

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Bigler C, Bräker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling A (2006) Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9:330-343

Blanco E, Costa M, Escribano R (2005) *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica.* Planeta, Barcelona

Borchert MI, Davis FW, Michaelsen J, Oyler LD (1989) Interaction of factors affecting seedling recruitment of blue oak (*Quercus douglasii*) in California. *Ecology* 70:389-404

Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM, Gómez-Aparicio L (2004) Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: A 4-year study. *Restoration Ecology* 12:352-358

Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM (2005) Alleviation of summer drought boosts establishment success of *Pinus sylvestris* in a Mediterranean mountain: an experimental approach. *Plant Ecology* 181:191-202

Christensen JH, Hewitson B, Busuioc A, Chen A, Gao X, Held R, Jones R, Kolli RK, Kwon WK, Laprise R, Magana Rueda V, Mearns L, Menendez CG, Räisänen J, Rinke A, Sarr A, Whetton P, Arritt R, Benestad R, Beniston M, Bromwich D, Caya D, Comiso J, de Elia R, Dethloff K (2007) *Regional climate projections, climate change: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the IPCC.* Cambridge, UK: University Press. pp. 847-943

Díaz-Villa MD, Marañón T, Arroyo J, Garrido B (2003) Soil seed bank and floristic diversity in a forest-grassland mosaic in southern Spain. *Journal of Vegetation Science* 14:701-709

Fenner M (1992) *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities.* CAB International, Wallingford

Giorgi F (2006) Climate change Hot-spots. *Geophysical Research Letters* 33:L08707

Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63:90-104

Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar JA, Castro J, Baraza E (2004) Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128-1138

Gómez-Aparicio L (2009) The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology* 97:1202-1214

Henderson-Sellers A, Robinson PJ (1986) *Contemporary Climatology*. Longman Group UK Ltd., Harlow

Herrera CM, Jordano P, López-Soria L, Amat JA (1994) Recruitment of a mast-fruiting bird-dispersed tree: bridging frugivory activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* 64:314-344

Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI (2013) Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173:1613-1624

Houle G (1994) Spatiotemporal patterns in the components of regeneration of four sympatric tree spacies, *Acer rubrum*, *A. saccharum*, *Betula alleghaniensis* and *Fagus grandifolia*. *Journal of Ecology* 82:39-53

IPCC (2007) *Climate Change, 2007. The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC.* Cambridge University Press, Cambridge

Kullman L (2002) Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology* 90:68-77

Lewis-Smith RI (1994) Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. *Oecologia* 99:322-328

Lloret F, Peñuelas J, Estiarte M (2004) Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Global Change Biology* 10:248-258

Martínez-Parras JM, Peinado-Lorca M, Alcaraz-Ariza F (1987) *Comunidades vegetales de Sierra Nevada (España).* Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares

Matías L, Castro J, Zamora R (2011c) Soil nutrient availability under a global change scenario in a Mediterranean mountain ecosystem. *Global Change Biology* 17:1646-1657

Matías L, Gomez-Aparicio L, Zamora R, Castro J (2011b) Effects of resource availability on plant recruitment at the community level in a Mediterranean mountain ecosystem. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 13:277-285

Matías L, Quero JL, Zamora R, Castro J (2012b) Evidence for plant traits driving specific drought resistance. A community field experiment. *Environmental and Experimental Botany* 81:55-61

Matías L, Zamora R, Castro J (2011a) Repercussions of simulated climate change on the diversity of woody-recruit bank in a Mediterranean-type ecosystem. *Ecosystems* 14: 672-682

Matías L, Zamora R, Castro J (2012a) Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia* 169:833-844

Médail F, Diadema K (2009) Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36:1333-1345

Mendoza I, Gómez-Aparicio L, Zamora R, Matías L (2009b) Recruitment limitation of forest communities in a degraded Mediterranean landscape. *Journal of Vegetation Science* 20:367-376

Molero-Mesa J, Pérez-Raya F, Valle F (1992) *Parque Natural de Sierra Nevada.* Rueda, Madrid

Peñuelas J, Boada M (2003) A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140

Rich PM, Breshears DD, White AB (2008) Phenology of mixed woody-herbaceous ecosystems following extreme events: net and differential responses. *Ecology* 89:342-352

Rivas-Godoy S, Rivas-Martínez S (1971) *Vegetación potencial de la provincia de Granada.* Trabajos del Departamento de Botánica y F. Vegetal 4:3-85

Rodrigo FS (2002) Changes in climate variability and seasonal rainfall extremes: a case study from San Fernando (Spain), 1821-2000. *Theoretical and Applied Climatology* 72:193-207

Yahdjian L, Sala O (2002) A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. *Oecologia* 133:95-101

P. Ruiz-Benito[1,2*], L. Gómez-Aparicio[3], E.R. Lines[4,5], D.A. Coomes[4], M.A. Zavala[1]

[1] *Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, Madrid, España.*
[2] *Biological and Environmental Sciences, School of Natural Sciences. University of Stirling, FK9 4LA, Stirling, Reino Unido.*
[3] *Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Sevilla, España.*
[4] *Department of Plant Sciences, University of Cambridge, Cambridge, Reino Unido.*
[5] *Department of Geography, University College London, London, Reino Unido.*
[*] *Correo electrónico: palomaruizbenito@gmail.com*

16 Efectos del clima y la estructura del rodal sobre procesos de mortalidad en los bosques ibéricos

Resultados clave

- La mortalidad arbórea en los bosques ibéricos está condicionada por múltiples factores, especialmente el tamaño del árbol y la competencia asimétrica; y en menor medida por el clima.
- A mayores temperaturas la mortalidad se ve incrementada para la mayor parte de las especies, especialmente a niveles altos de competencia en especies planifolias.
- La estructura forestal debe ser considerada para evaluar los efectos del cambio climático sobre la mortalidad, ya que dos sistemas de composición similar pero con diferentes características estructurales pueden diferir en su respuesta al clima.
- Los bosques ibéricos de elevada densidad son particularmente vulnerables en términos de mortalidad a los efectos negativos del cambio climático, independientemente de la especie dominante.

Contexto

La mortalidad arbórea es un proceso fundamental en la estructura y la dinámica forestal (Kobe 1996), ya que pequeños cambios en las tasas de mortalidad pueden traducirse en importantes alteraciones en la composición de especies (Franklin et al. 1987, Pacala et al. 1996). A pesar de que la mortalidad arbórea en ocasiones puede ser abrupta, generalmente es un proceso complejo y gradual dentro de la dinámica forestal donde diferentes factores interactúan dando lugar a procesos de mortalidad que tienen importantes consecuencias en la estructura forestal (Figura 1, Waring 1987). En general, la naturaleza interactiva de los factores subyacentes a los procesos de mortalidad arbórea hace que este proceso responda difícilmente a clasificaciones dicotómicas de sus causas (p. ej. abiótica vs. biótica, extrínseca vs. intrínseca; Martínez-Vilalta et al. 2012). De hecho, la mortalidad ha sido descrita en forma de una espiral de causalidad: la estructura del bosque o la polución pueden predisponer, eventos extremos como la sequias incitar, y agentes bióticos como los patógenos contribuir a los eventos mortalidad (Manion 1991).

Entre todos los factores que pueden afectar a procesos de mortalidad arbórea denso-dependiente la competencia, el tamaño del árbol y el clima se han mostrado particularmente importantes (p. ej. Lines et al. 2010, Vayreda et al. 2012). La competencia es la interacción entre individuos que se debe a compartir recursos necesarios pero disponibles de una manera limitada, de forma que produce una reducción en la supervivencia, el crecimiento o la reproducción de al menos uno de los individuos implicados (Begon et al. 1996). La estructura forestal es un factor clave determinando los niveles de competencia, y ha sido identificado como uno de los principales factores subyacentes a las tasas demográficas de las principales especies Ibéricas (p. ej. Carnicer et al. 2011, Gómez-Aparicio et al. 2011, Vilá-Cabrera et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2012). En bosques, la competencia arbórea por recursos limitantes básicos y escasos como la luz o el agua subyace a procesos de mortalidad, pudiendo dar lugar a procesos de autoaclareo en bosques densos (Peet & Christensen 1987). El tamaño del árbol es un factor fundamental determinando el nivel de competencia por luz (i.e. competencia asimétrica), ya que arboles pequeños pueden verse particularmente suprimidos y presentar tasas de mortalidad elevadas (p. ej. Coomes & Allen 2007). En estos casos los patrones de mortalidad serían en “L” y suelen ocurrir en bosques que se encuentran en etapas de exclusión competitiva (p. ej. Olano et al. 2009, Lines et al. 2010).

Figura 1

Figura 1. Fases ontogenéticas que explican la dinámica del bosque, incluyendo las principales causas y consecuencias de la mortalidad natural.

Fuente: Adaptado de Franklin et al. (1987) y Zavala (2004).

El clima es otro factor fundamental determinando procesos de mortalidad en bosques mediterráneos ibéricos, debido tanto al estrés hídrico como a los efectos derivados de elevadas temperaturas (Allen et al. 2010, Carnicer et al. 2011). El estrés inducido por las condiciones climáticas puede causar daños fisiológicos, de manera que las principales hipótesis de cómo los individuos pueden responder frente al estrés inducido por sequía son (McDowell et al. 2008): (i) fallos hidráulicos debidos a la cavitación de las columnas de agua en el xilema; y (ii) privación del carbono causado por el cierre estomático que conduce a déficits de carbono y limitaciones metabólicas. En general, las plantas tienen diferentes mecanismos de regulación frente a la sequía de manera que pueden ser anisohídricas (i.e. mantienen los estomas relativamente abiertos pero son más propensas a procesos de cavitación) o isohídricas (i.e. cierran estomas evitando la pérdida de agua y son más propensas a déficits de carbono); aunque ambos procesos pueden estar interrelaciondos y las especies pueden no clasificarse fácilmente en éstos extremos (McDowell 2011, McDowell et al. 2011).

Los bosques ibéricos han sido identificados como particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático (Schröter et al. 2005, Lindner et al. 2010), donde los efectos relacionado con una reduccion de la disponibilidad hidrica pueden ser especialmente intensos en bosques de elevada densidad (p. ej. Serrada et al. 2011). Durante las ultimas decadas, se esta produciendo un aumento en la superficie forestal de ciertas zonas y un incremento medio en la densidad de las masas en la península ibérica, en parte debido a las políticas de reforestación, el abandono agrícola, y la protección estricta de determinadas áreas (p. ej. Barberó et al. 1998, Madrigal 1998, Valbuena-Carabaña et al. 2010, Ruiz-Benito et al. 2012). Además, los escenarios de cambio climático en la península ibérica prevén un aumento de la temperatura ligada a un descenso en las precipitaciones, aunque el patrón de precipitaciones bajo escenarios de cambio climático es menos claro (Christensen et al. 2007). En bosques limitados por la disponibilidad de agua, como los mediterráneos, ya se están observado incrementos en las tasas de mortalidad arbórea durante las últimas décadas, en parte ligados a los efectos del clima (p. ej. van Mantgem & Stephenson 2007, Allen et al. 2010, Carnicer et al. 2011). Dichos cambios en las tasas demográficas básicas de las especies podrían afectar a sus patrones de distribución a largo plazo (Purves 2009, Benito-Garzón et al. 2013), si bien el conocimiento de la relación demografía-distribución en un escenario de cambio climático es aún muy escaso (Doak & Morris 2010, Lloret et al. 2012).

En la presente contribución presentamos los patrones de mortalidad para las 11 especies arbóreas más abundantes de la península ibérica usando información de *c.* 400.000 árboles del Inventario Forestal Nacional. Además, mostramos la importancia relativa del tamaño del árbol, la competencia, el clima y las condiciones edáficas en la mortalidad, y analizamos los efectos combinados de la interacción entre la competencia y el clima sobre la mortalidad arbórea (ver Ruiz-Benito et al. 2013).

Figura 2

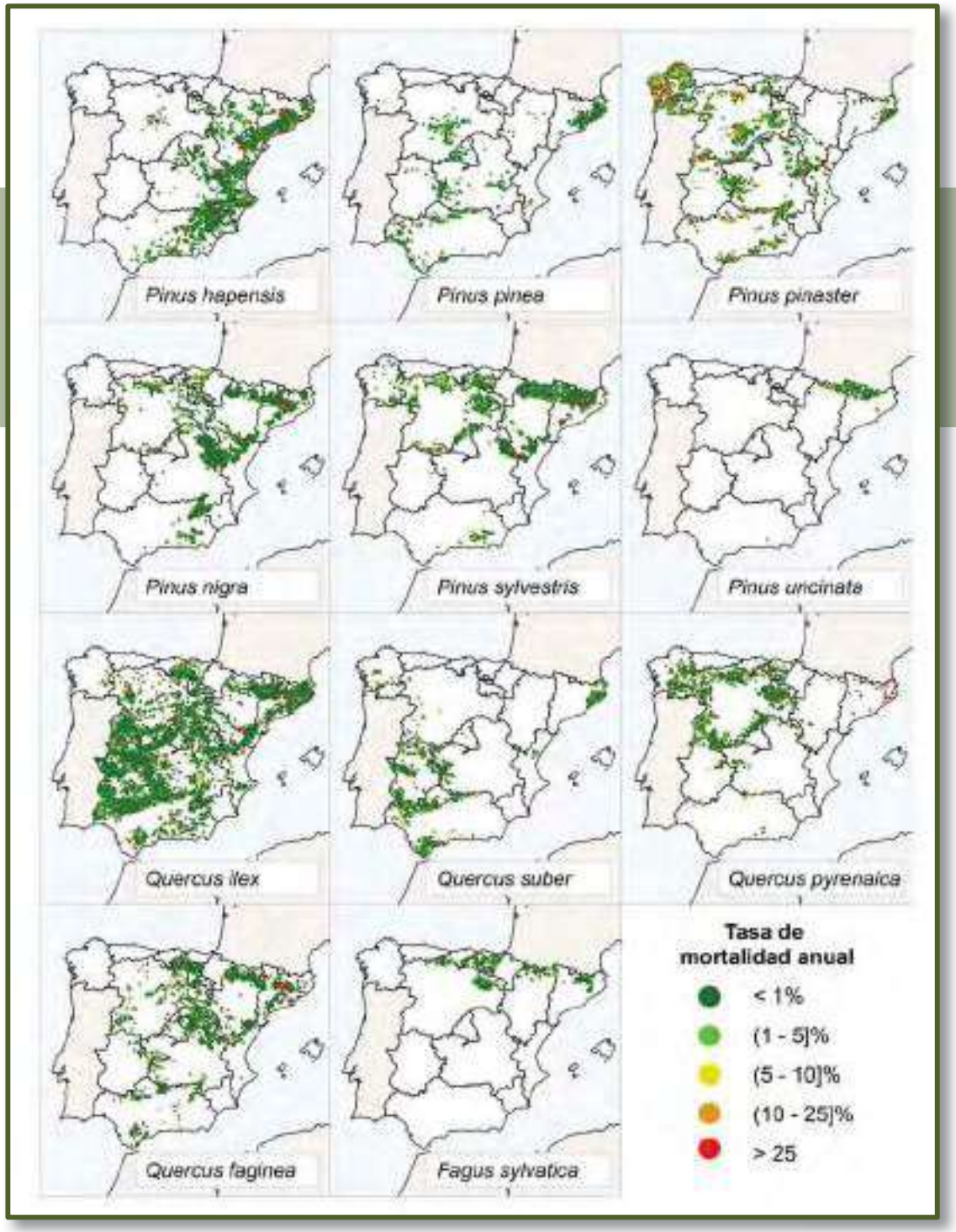


Figura 2. Mapa de la tasa anual de mortalidad para las 11 especies arbóreas más abundantes de la península ibérica: *P. hapelensis*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *P. nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*, *Q. ilex*, *Q. suber*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea*, *F. sylvatica*.

Fuente: Elaborado a partir de información del segundo y tercer Inventario Forestal Español (Villaescusa & Díaz 1998, Villanueva 2004).

Resultados y discusión

Las especies de pino tienden a presentar unas tasas anuales de mortalidad superiores a las especies planifolias (Tabla 1). Las tasas medias de mortalidad son particularmente elevadas en especies de pino mediterráneas como *Pinus halepensis*, *P. pinea* y *P. pinaster* (Figura 2), que generalmente se localizan en zonas con mayores temperaturas medias y menores precipitaciones anuales (Figura 3).

Observamos que la mortalidad se vio afectada por factores de estructura del bosque y factores climáticos (ver Figura 4). Sin embargo, el tamaño del árbol y la competencia asimétrica tuvieron mayores efectos en la mortalidad que la temperatura media anual y la precipitación. Todas las especies mostraron patrones de mortalidad en forma de "L", es decir, mostraron descensos en mortalidad al aumentar el tamaño del árbol (ver también Olano et al. 2009). Sin embargo, los pinos se vieron más afectados por la competencia asimétrica que las especies de planifolias (Figura 4a,

Tabla 1. Número de árboles vivos en el segundo Inventario Forestal Nacional (N_0, IFN2) y tercer Inventario Forestal Nacional (N_1, IFN3), número de árboles muertos entre ambos Inventarios, porcentaje de árboles muertos (P_m) y tasa anual de mortalidad en porcentaje (*m(x)*, calculada usando el intervalo de tiempo medio de 11.3 años).

Especie	Árboles vivos (N_0, IFN2)	Árboles supervivientes (N_1, IFN3)	Árboles muertos	P_m	*m(x)*
Pinus halepensis	49.297	43.619	5.678	11,52	1,08
Pinus pinea	15.538	13.935	1.603	10,32	0,96
Pinus pinaster	75.785	60.548	15.237	20,11	1,97
Pinus nigra	45.847	41.408	44.39	9,68	0,90
Pinus sylvestris	87.320	79.161	8.159	9,34	0,86
Pinus uncinata	10.750	9.787	963	8,96	0,83
Quercus ilex	56.850	53.543	3.307	5,82	0,53
Quercus suber	16.593	15.486	1.107	6,67	0,61
Quercus pyrenaica	23.789	21.347	2.442	10,27	0,95
Quercus faginea	12.008	11.350	658	5,48	0,50
Fagus sylvatica	21.064	19.935	1.129	5,36	0,49
Total	414.841	370.119	44.722	10,78	1,00

Fuente: Datos obtenidos a partir del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (Villaescusa & Díaz 1998, Villanueva 2004).

Ruiz-Benito et al. 2013). Los resultados observados son típicos de bosques relativamente jóvenes en etapas de exclusión competitiva (p. ej. Coomes & Allen 2007, Vayreda et al. 2012), donde tanto el crecimiento como la mortalidad es máxima (Gómez-Aparicio et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013). Grandes extensiones de bosques ibéricos podrían encontrarse en este periodo de exclusión competitiva, ya sea por la falta de tratamientos silvícolas en masas plantadas (Madrigal 1998) o como resultado de procesos de sucesión secundaria en masas naturales (p. ej. en campos abandonados). La competencia tuvo mayores efectos sobre la mortalidad de coníferas que de fagáceas (Figura 4b, Ruiz-Benito et al. 2013). Este resultado concuerda con el hecho de que las coníferas son consideradas más sensibles a la competencia debido a su relativa intolerancia a la sombra (Zavala & Zea 2004, Sánchez-Gómez et al. 2006). Por el contrario, las especies fagáceas presentan de forma general una mayor habilidad para crecer y sobrevivir a niveles bajos de luz, siendo por tanto menos sensibles a la competencia asimétrica (Gómez-Aparicio et al. 2011, Zavala et al. 2011).

Entre las variables climáticas, el efecto de la temperatura sobre la mortalidad arbórea fue muy superior al de la precipitación (Figura 4c-d). Generalmente encontramos una respuesta positiva de la mortalidad

Figura 3

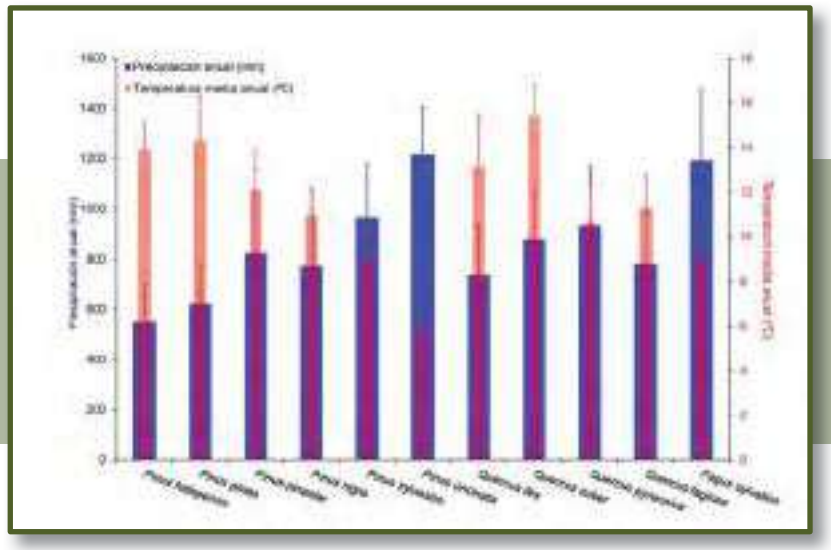


Figura 3. Promedio y desviación típica en los 414.841 individuos pertenecientes a 35.678 parcelas del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional consideradas en el presente estudio para las 11 especies arbóreas más abundantes de la península ibérica.

Fuente: Elaborado a partir de información obtenida del segundo y tercer Inventario Forestal Español (Villaescusa & Díaz 1998, Villanueva 2004) e información climática de Gonzalo (2008).

Figura 4

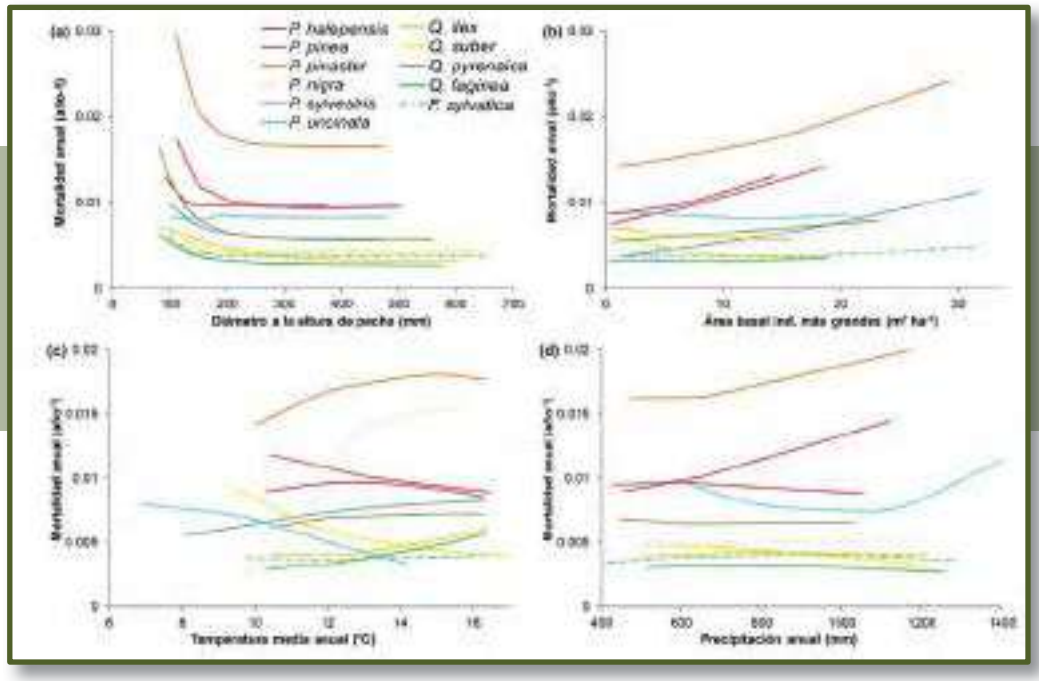


Figura 4. Tasa de mortalidad anual en función del (a) diámetro a la altura de pecho (d.b.h., mm), (b) área basal de individuos más grandes (m^2 ha^{-1}), (c) temperatura media anual (ºC), y (d) precipitación anual (mm); para las 11 especies arbóreas más abundantes de la península ibérica.

Fuente: Adaptado de Ruiz-Benito et al. (2013).

a incrementos en la temperatura para la mayor parte de las especies, independientemente de su género (ver también Carnicer et al. 2011). Además, cabe destacar que este incremento en la mortalidad no estuvo restringido a la parte más cálida del gradiente de temperatura, observándose para algunas especies aumentos en las tasas de mortalidad en partes relativamente frías del mismo (Figura 4c, Vilá-Cabrera et al. 2011). Un aumento en la temperatura puede incrementar la mortalidad a través de un aumento en el estrés hídrico por evapotranspiración, ya que las plantas para mantener la hidratación los tejidos y la fotosíntesis deben reemplazar el agua perdida mediante evapotranspiración (p. ej. van Mantgem & Stephenson 2007; McDowell et al. 2008). A elevadas temperaturas y baja disponibilidad hídrica las especies de coníferas tienden a cerrar estomas, lo que podría limitar su fijación de carbono, mientras que las especies planifolias presentarían una mayor tendencia a sufrir fallos hidráulicos, aunque ambos procesos pueden estar interrelacionados (McDowell 2011, McDowell et al. 2011).

Es importante destacar que los efectos del clima (temperatura media anual y precipitación anual) sobre la mortalidad se agravaron a niveles altos de competencia (Figura 5). Para siete de las nueve especies se observó un aumento en las tasas de mortalidad a elevadas temperaturas, que fue superior en zonas de alta competencia. Además, para *P. halepensis* y *F. sylvatica* a baja competencia hubo una mayor mortalidad en zonas frías que cálidas, pero se invirtió a niveles de competencia elevada (i.e. observando mayor mortalidad en zonas cálidas que frías, ver Figura 5). Los efectos combinados del clima y de la competencia pueden deberse a aumentos en las demanda de agua, debido a un aumento en las tasas de evapotranspiración y un descenso en el suministro de agua por elevada competencia entre vecinos (Valladares & Pearcy 2002, Linares et al. 2009). En un estudio paralelo sobre el efecto de la competencia y el clima en el crecimiento de las especies más abundantes de la península ibérica, Gómez-Aparicio et al. (2011) observó que ante elevada competencia el crecimiento se ve limitado, así como su variación a lo largo de gradientes climáticos. De esta forma, un resultado clave de este estudio es que un aumento de la aridez bajo cambio climático podría causar elevadas mortalidades y crecimientos reducidos en los bosques de alta densidad (Gómez-Aparicio et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013).

En general no había grandes diferencias inter-especificas respecto a la respuesta de la mortalidad al clima, ya que la mayor parte de las especies experimentaron mayores tasas de mortalidad a elevadas temperaturas (Carnicer et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013). A lo largo de gradientes de competencia las especies de coníferas presentaron mayores mortalidades que las fagáceas, lo que sugiere que son especies relativamente más intolerantes a la sombra (p. ej. Zavala & Zea 2004). Estos resultados, junto con la existencia de interacciones significativas entre los efectos del clima y la competencia en la mortalidad para las 11 especies estudiadas (particularmente intensos para las fagáceas), sugieren que los bosques de alta densidad serían particularmente susceptibles a sufrir colapsos demográficos. Estos colapsos demográficos podrían ocurrir independientemente de su composición, pues todas las especies estuvieron profundamente afectadas por la competencia bien directamente (como las coníferas) o indirectamente a través de su interacción con el clima (en el caso de las planifolias). Por otra parte, en bosques de densidad intermedia donde las tasas demográficas no estuvieran tan constreñidas por la competencia, las diferencias inter-específicas en la respuesta al clima serían más patentes.

Figura 5

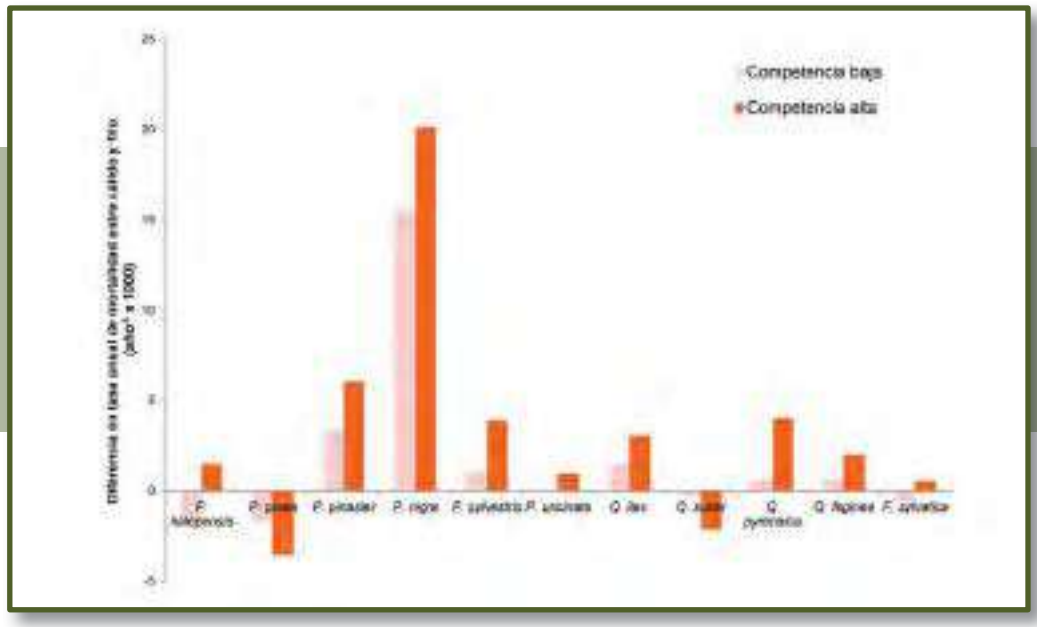


Figura 5. Diferencia en la tasa de mortalidad anual para las 11 especies arbóreas más abundantes de la península ibérica entre zonas cálidas y frías (i.e. cuartiles superiores e inferiores de temperatura media anual) en zonas de competencia baja y alta (i.e. primer y último grupo dentro de los cinco grupos realizados con el mismo número de pies para una cada de las especies). Valores positivos indican que las tasas de mortalidad fueron más elevadas en zonas cálidas que frías, mientras que valores negativos indican lo contrario.

Fuente: Modificado de Ruiz-Benito et al. (2013).

Recomendaciones para la adaptación

En masas de elevada densidad, una selvicultura orientada a reducir los niveles de competencia promoviendo una mayor heterogeneidad estructural y reduciendo el estrés podría ser muy beneficiosa para disminuir la vulnerabilidad de algunas especies principalmente durante la fase de monte bravo y latizal. En masas monoespecíficas de elevada densidad se ha sugerido que reducciones en la densidad podrían aumentar la disponibilidad de luz y facilitar la entrada de semillas y dispersores, dando lugar a mayores niveles de diversidad (p. ej. Gómez-Aparicio et al. 2009, Zamora et al. 2010, Ruiz-Benito et al. 2012). Además, una mayor heterogeneidad y diversidad podría mejorar la resiliencia frente a eventos como fuego y sequias, al existir especies con diferentes estrategias de respuesta frente a perturbaciones (p. ej. Pausas et al. 2004), y favorecer funciones ecosistémicas como la productividad o el almacenamiento de carbono (p. ej. Vayreda et al. 2012, Ruiz-Benito et al. 2014).

Material suplementario

Hemos usado información del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (1986-1996 y 1997-2007, respectivamente) que establece un muestreo sistemático sobre una rejilla de 1 km^2 en zonas forestales (Villaescusa & Díaz 1998, Villanueva 2004). Sobre el total de individuos seleccionamos 11 especies distribuidas en 35.678 parcelas (con un total de 414.841 árboles, de los cuales murieron el 11%, Tabla 1), que tenían al menos 10.000 individuos con medidas repetidas en los Inventarios Forestales Nacionales. No se consideraron las parcelas del tercer Inventario Forestal Nacional donde existían indicios de actividades de gestión (p. ej. cortas o clareos). Las especies incluidas fueron (ver Figura 2 y 3): tres pinos mediterráneos (*Pinus halepensis* Miller, *P. pinaster* Ait. y *P. pinea* L.), tres pinos de montaña (*P. nigra* Arnold, *P. sylvestris* L. y *P. uncinata* Mill.), dos quercíneas mediterráneas perennifolias (*Quercus suber* L. y *Q. ilex* L.) y tres especies caducifolias (*Q. faginea* Lam., *Q. pyrenaica* Willd y *Fagus sylvatica* L.).

Usamos seis posibles factores bióticos y abióticos subyacentes a los procesos de mortalidad: el d.b.h. (diámetro a la altura de pecho), la competencia asimétrica (medida como la suma del área basal de los árboles con mayor d.b.h. y usado como un indicador de la competencia asímetrica por luz), el porcentaje de monoespecificidad (calculada como el área basal de una determinada especie en la parcela dividida por el área basal total, usada como un índice de abundancia de conoespecíficos y competencia interespecífica), la precipitación anual (mm), la temperatura media anual (ºC), y el contenido en materia orgánica del suelo.

Hemos calculado la tasa anual de mortalidad en porcentaje (*m(x)*, %) siguiendo la siguiente fórmula (Sheil et al. 1995):

$$m(x) = (1 - [\,1 - (N_0 - N_1) / N_0]^{1/t})\ \ 100$$

siendo N_0 y N_1 el número de individuos en el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional, respectivamente, y t el número de años entre ambos inventarios.

Para calcular la probabilidad de mortalidad de cada árbol se usaron modelos de regresión logística (p. ej. Monserud & Sterba 1999):

$$P\ (mortality,\ i) = 1 / (1 + \exp\ (-k_i))$$

Donde k_i es función de las variables explicativas ($k_i = \alpha + f_1 + f_2 + ... + f_n$), α es una constante del modelo,

siendo las funciones $f_1 \ldots f_n$ dependientes de las variables explicativas. Para el tamaño del árbol se usó una forma exponencial en la función, usando para el resto de variables abióticas y bióticas formas lineales y cuadráticas. Los parámetros e intervalos de credibilidad de los modelos logísticos se calcularon usando un algoritmo adaptativo Metropolis-Hastings MCMC implementado usando un software escrito específicamente para este estudio usando C (para detalles metodológicos ver Lines et al. 2010, Ruiz-Benito et al. 2013).

La comparación y selección de modelos se baso en el Criterio de Información Bayesiano (i. e. BIC, Burnham & Anderson 2002). Con ello se comparó: (i) si se ajustaban mejor formas cuadráticas o lineales; y (ii) si los modelos eran mejores cuando los parámetros eran especificados a nivel de especie o sin considerar la identidad de la especie. Los modelos se ajustaron mejor con formas no lineales (i.e. cuadráticas) y con los parámetros ajustados a nivel de especie. Finalmente, para la selección del modelo, se realizaron todas las posibles combinaciones de efectos principales, y se incluyeron interacciones entre el clima y la competencia. El mejor modelo incluyó los efectos directos de las seis variables explicativas potenciales (diámetro a la altura de pecho, competencia asimétrica, porcentaje de monoespecificidad, temperatura media anual, precipitación anual y contenido en materia orgánica), y la interacción entre clima y competencia (tanto con temperatura media anual como precipitación anual).

Los cambios en la probabilidad de mortalidad a lo largo de gradientes ambientales se calcularon usando el mejor modelo para las 11 especies más abundantes de la península ibérica. Se crearon bases de datos, dónde las variables explicativas se mantenían constantes (excepto la variable explicativa de interés) y se calculaba la probabilidad de mortalidad predicha usando la distribución posterior de los parámetros. Estas predicciones se dibujaron agrupando los datos en grupos de igual tamaño a lo largo del gradiente ambiental de interés. Además, para analizar la interacción entre la competencia y el clima, y evaluar cómo el efecto del clima en la mortalidad varía a lo largo de gradientes de competencia, se predijo cómo la probabilidad de mortalidad a lo largo de gradientes de competencia varió entre zonas "cálidas" y "frías" (i.e. usando los cuartiles superiores e inferiores de temperatura media anual para cada una de las 11 especies), y zonas "húmedas" y "secas" (i.e. usando los cuartiles superiores e inferiores de precipitación anual para cada una de las 11 especies).

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim J-H, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Barberó M, Loisel R, Quézel P, Richardson DM, Romane F (1998) Pines of the Mediterranean basin. En: Richardson DM, editor. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 153-170

Begon M, Harper JL, Townsend CR. (1996) *Ecology: individuals, populations and communities.* Backwell Science

Benito-Garzón M, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2013) Inter-specific differences in tree growth and mortality responses to climate determine potential species distribution limits in Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography* 22:1141-1151

Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach.* Springer-Verlag, New York

Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:1474-1478

Christensen JH, Hewitson B, Busuioc A, Chen A, Gao X, Held I, Jones R, Kolli RK, Kwon WT, Laprise R, Magaña Rueda V, Mearns L, Menéndez CG, Räisänen J, Rinke A, Sarr A, Whetton P (2007) Regional climate projections. En: Solomon, S, Qin, D, Manning, M, Chen, Z, Marquis, M, Averyt, KB, Tignor, M & Miller, HL, editores. *Climate change 2007: The physical science bases.* Cambridge University Press. pp. 847-943

Coomes DA, Allen RB (2007) Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. *Journal of Ecology* 95:27-40

Doak DF, Morris WF (2010) Demographic compensation and tipping points in climate-induced range shifts. *Nature* 467:959-962

Franklin JF, Shugart HH, Harmon ME (1987) Tree death as an ecological process. *Bioscience* 37:550-556

Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414

Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ, Zamora R (2009) Are pine plantations valid tools for restoring

Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19:2124-2141

Kobe RK (1996). Intraspecific variation in sapling mortality and growth predicts geographic variation in forest composition. *Ecological Monographs* 66:181-201

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009) Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259:698-709

Lines ER, Coomes DA, Purves DW (2010) Influences of forest structure, climate and species composition on tree mortality across the Eastern US. *PloS ONE* 5:e13212

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797-805

Madrigal A (1998). Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 6:13-20

Manion PD (1991) *Tree disease concepts*. Upper Saddle River, New Jersey

Martínez-Vilalta J, Lloret F, Breshears DD (2012) Drought-induced forest decline: causes, scope and implications. *Biology Letters* 8:689-691

McDowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178:719-739

McDowell NG (2011). Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant Physiology* 155:1051-1059

McDowell NG, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF, Stitt M (2011) The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology & Evolution* 26:523-532

Monserud RA, Sterba H (1999). Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. *Forest Ecology and Management* 113:109-123

Olano JM, Laskurain NA, Escudero A, De La Cruz M (2009) Why and where do adult trees die in a young secondary temperate forest? The role of neighbourhood. *Annals of Forest Science* 66:105

Pacala SW, Canham CD, Saponara J, Silander JA, Kobe RK, Ribbens E (1996) Forest models defined by field measurements: estimation, error analysis and dynamics. *Ecological Monographs* 66:1-43

Pausas JG, Blade C, Valdecantos A, Seva JP, Fuentes D, Alloza JA, Vilagrosa A, Bautista S, Cortina J, Vallejo R (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecology* 171:209-220

Peet RK, Christensen NL (1987) Competition and tree death. *Bioscience* 37: 586-595.

Purves DW (2009) The demography of range boundaries versus range cores in eastern US tree species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276:1477-1484

Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Paquette A, Messier C, Kattge J, Zavala MA (2014) Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography* 23:311-322

Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Zavala MA (2012) Large scale assessment of regeneration and diversity in Mediterranean planted pine forests along ecological gradients. *Diversity and Distributions* 18:1092-1106

Ruiz-Benito P, Lines ER, Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Coomes DA (2013) Patterns and drivers of tree mortality in Iberian forests: climatic effects are modified by competition. *PLoS ONE* 8:e56843

Sánchez-Gómez D, Zavala MA, Valladares F (2006) Seedling survival responses to irradiance are differentially influenced by low-water availability in four tree species of the Iberian cool temperate-Mediterranean ecotone. *Acta Oecologica* 30:322-332

Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araujo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H (2005) Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310:1333-1337

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez V. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático del sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático.* V.A. Impresores S.A., Madrid

Sheil D, Burslem DFRP, Alder D (1995) The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83:331-333

Valladares F, Pearcy RW (2002) Drought can be more critical in the shade than in the sun: a field study of carbon gain and photo-inhibition in a Californian shrub during a dry El Niño year. *Plant, Cell & Environment* 25:749-759

Valbuena-Carabaña M, de Heredia UL, Fuentes-Utrilla P, González-Doncel I, Gil L (2010) Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162:492-506

van Mantgem PJ, Stephenson NL (2007) Apparent climatically induced increase of tree mortality rates in a temperate forest. *Ecology Letters* 10:909-916

Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2012) Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18:1028-1041

Vilá-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 31:1162-1172

Villaescusa R, Díaz R (1998) *Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996)*. Ministerio de Medio Ambiente, España

Villanueva JA (2004) *Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007).* Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, España

Waring RH (1987) Characteristics of trees predisposed to die. *Bioscience* 37:569-574

Zamora R, Hódar JA, Matías L, Mendoza I (2010) Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations. *Ecological Applications* 20:1053-1060

Zavala MA (2004) Estructura, dinámica y modelos de ensamblaje del bosque Mediterráneo: entre la necesidad y la contingencia. En: Valladares F, editor. *Ecología del bosque Mediterráneo en un mundo cambiante.* Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 249-277

Zavala MA, Espelta JM, Caspersen JP, Retana J (2011) Interspecific differences in sapling performance with respect to light and aridity gradients in Mediterranean pine-oak forests: implications for species coexistence. *Canadian Journal of Forest Research* 41:1432-1444

Zavala MA, Zea E (2004) Mechanisms maintaining biodiversity in Mediterranean pine-oak forests: insights from a spatial simulation model. *Plant Ecology* 171:197-207

J.D. Miranda[1,2*], F.I. Pugnaire[1]

[1] *Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC).Carretera de Sacramento s/n, La Cañada de San Urbano, 04120 Almería*
[2] *Dirección Actual: Centro de Tecnología Repsol. Carretera de Extremadura, A-5, km18, 28935 Móstoles (Madrid)*
[*] *Correo electrónico: juande.miranda@gmail.com*

17 Efecto del cambio de los patrones de precipitación sobre las comunidades vegetales semiáridas

Resultados clave

- La gran variabilidad climática inter- e intra-anual propia de las zonas áridas sugiere una elevada resiliencia de las comunidades vegetales frente a cambios en la precipitación.
- Son necesarias reducciones drásticas en la precipitación, o largos periodos de manipulación, para observar efectos cuantificables en estas comunidades cuando son sometidas a manipulaciones experimentales.
- Por tanto, se hacen necesarios experimentos y seguimientos a largo plazo, ya que años de altas precipitaciones pueden "poner a cero" el sistema, cancelando las diferencias a corto plazo entre tratamientos.

Contexto

Los cambios en el clima y en los usos del suelo provocados por la actividad humana afectan a la productividad, régimen hídrico y biodiversidad, provocando cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas terrestres (Fay et al. 2000, Rustad & Norby 2002). Es probable que estas alteraciones se intensifiquen en un futuro cercano (Sala et al. 1999). Hay numerosas publicaciones que analizan los efectos potenciales del aumento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera sobre la función y servicios de los ecosistemas. Sin embargo, una característica del cambio climático casi inexplorada, pero importante, es la alteración de los patrones de precipitación, con un aumento probable en su variabilidad (IPCC 2007, 2013). Los Modelos de Circulación General atmosférica predicen una mayor frecuencia de eventos de precipitación extrema, un número menor de días de lluvia, y periodos de sequía más largos en un futuro próximo (IPCC 2007, 2013, Rind et al. 1989). Estas alteraciones pueden tener importantes consecuencias en procesos como el ciclo de nutrientes, el crecimiento de las plantas, o la dinámica de poblaciones y comunidades vegetales (Weltzin et al. 2003). Las evidencias actuales demuestran que la estructura y función de los ecosistemas terrestres son vulnerables a las modificaciones hidrológicas, incluso en la ausencia de cambios en la precipitación media anual (IPCC 2007, 2013, Knapp et al. 2002, Mearns et al. 1997). Por tanto, el análisis del cambio climático no debería centrarse únicamente en escenarios basados en medias climáticas (Katz & Brown 1992), sino que deben incorporar cambios estacionales en la cantidad y la frecuencia de la precipitación (Mearns et al. 1997) para poder predecir con precisión la respuesta de los ecosistemas a los futuros cambios en los regímenes de precipitación.

Los ecosistemas mediterráneos son especialmente sensibles al cambio climático debido a su elevada complejidad topográfica y heterogeneidad de usos del suelo, así como por sus marcados gradientes de disponibilidad hídrica (Lavorel et al. 1998). Los matorrales mediterráneos son en cierta medida vulnerables a la subida de las temperaturas y la disminución de disponibilidad hídrica previstos (Usodomenech et al. 1995). Regiones ya de por sí secas, como las de la cuenca Mediterránea, sufrirán con casi toda probabilidad serias consecuencias tras estos cambios (IPPC 2007). Las predicciones de lluvia a nivel regional son, sin embargo, extremadamente complejas; al contrario que el aumento de CO_2, que ocurre de manera uniforme, el cambio de precipitaciones es muy dependiente de las condiciones locales (IPCC 2007, 2013).

En la cuenca Mediterránea la precipitación ha disminuido un 20% de media durante el siglo XX, aunque no de manera uniforme en todas las localidades (Esteban-Parra et al. 1998, Piñol et al. 1998). En el SE

de la Península Ibérica se espera que las condiciones del siglo XXI sean significativamente más secas que el periodo 1961-1990 (Esteban-Parra et al. 1998). Algunos estudios predicen un incremento en la precipitación invernal, principalmente en forma de eventos de gran intensidad (Frei et al. 1998), lo cual junto con un descenso de la precipitación en primavera y otoño puede tener importantes consecuencias para el funcionamiento de los ecosistemas. Se pueden acelerar, por ejemplo los procesos de desertificación (Rodrigo 2002) y reducir la productividad de los ecosistemas. Cambios estacionales en la precipitación pueden afectar la dinámica de poblaciones de ciertas especies que podrían extinguirse localmente (Pugnaire et al. 2004). Pueden tener también un profundo impacto en las interacciones planta-planta y planta-animal conduciendo a cambios en la estructura y composición de comunidades enteras (Suttle et al. 2007). Por ejemplo, la germinación de semillas en otoño podría verse dramáticamente reducida, de manera que el reclutamiento de algunas especies podría verse amenazado y podrían desaparecer en el medio plazo (Miranda et al. 2009a). En resumen, cambios en la precipitación podrían implicar una alteración del nicho de regeneración, afectando a la dinámica de poblaciones, y podrían implicar la pérdida de riqueza de especies, ya que solo las especies con una tolerancia ambiental amplia serán capaces de responder a la nueva situación ecológica (Cramer et al. 2001, Jump & Peñuelas 2005).

La mayoría de los estudios de cambio climático se han llevado a cabo en ecosistemas templados del hemisferio norte y en el Ártico, pero las respuestas pueden ser muy diferentes en ambientes más secos y cálidos (Llorens et al. 2003). Hasta donde sabemos, muy pocos experimentos han estudiado los cambios en los patrones estacionales de lluvia en ecosistemas áridos y semiáridos, y ninguno en la región Mediterránea. Por tanto, aquí presentamos el único experimento desarrollado en un ambiente semiárido Mediterráneo, donde la cantidad de precipitación y la distribución estacional de las lluvias han sido manipuladas durante más de 8 años. Las hipótesis de partida de este experimento a largo plazo fueron que la reducción de lluvia reduciría la productividad vegetal neta (NPP) de las especies anuales y empeoraría el estado fisiológico de las especies leñosas, como consecuencia de una disponibilidad hídrica menor para las plantas, mientras que un incremento en la precipitación de invierno no produciría efectos negativos. Además se presentan otros estudios realizados en los mismos ecosistemas sobre el efecto de la variación de la precipitación en la vegetación semiárida del SE ibérico. Entre ellos destacar un experimento desarrollado sobre 3 comunidades vegetales dominadas por especies anuales (Miranda et al. 2009).

La escasa precipitación en el SE es consecuencia directa de su aislamiento geográfico ocasionado por las cordilleras Béticas, un sistema montañoso formado durante la orogenia alpina que actúa como una barrera natural para la precipitación, bloqueando los frentes atlánticos que barren el resto de España, y que crea unas condiciones ambientales singulares (IGME 1999). La aridez ha sido una característica del SE Ibérico desde el Mioceno medio, hace 16 millones de años (Carrión et al. 2010). La precipitación actual está por debajo de los 350 mm en la mayor parte de esta área, y algunos sitios reciben menos de 200 mm (p. ej. Cabo de Gata, Almería). Las lluvias ocurren predominantemente en otoño y comienzos del invierno, entre septiembre y diciembre, con un segundo pico al principio de la primavera. Existe además una marcada variabilidad inter-anual (hasta el 40%) que a menudo descarga en forma de eventos torrenciales (Lázaro et al. 2001) que pueden causar grandes inundaciones con un tremendo poder erosivo (Cantón et al. 2011, Machado et al. 2011).

Una característica común es la amplia presencia de suelos poco desarrollados con bajos niveles de materia orgánica, estabilidad de agregados y nutrientes, y baja capacidad de retención de agua, todo lo cual amplifica las condiciones de sequía para las plantas (Armas et al. 2011). De cualquier forma el SE Ibérico se encuentra entre las áreas más ricas en diversidad vegetal de Europa (~3000 especies), con abundantes endemismos locales o Ibero-Norteafricanos (Carrión et al. 2010).

Resultados y discusión

El experimento de manipulación de lluvia instalado en Tabernas (Figura 1) ha demostrado ser eficiente al excluir la precipitación de la manera prevista sin alterar las características microclimáticas (Miranda 2008, Miranda et al. 2011). Sin embargo los cambios en la cantidad de precipitación y la distribución estacional de las lluvias no produjeron respuestas consistentes a corto plazo en la vegetación, aunque sí se detectaron efectos aislados. Dos años después del inicio de la manipulación de lluvia se encontró que una de las especies anuales más abundante (*Stipa capensis*) tuvo una menor productividad anual en el tratamiento de reducción del 30% (Figura 2). Sin embargo, especies como *Asphodelus fistulosus*, *Medicago truncatula* o *Reichardia tingitana* no mostraron ningún cambio, evidenciando que las respuestas a las manipulaciones de lluvia son específicas para cada especie. Ni la productividad de la comunidad vegetal, ni el crecimiento de las especies leñosas cambió significativamente hasta cuatro años después del inicio de las manipulaciones. No obstante, se observaron respuestas en cuanto a producción de raíces y sus características a partir de los 5 años de exclusión (Padilla et al. Datos sin publicar). En resumen, podemos señalar que estos resultados sugieren una gran resiliencia (i.e. capacidad de recuperar la función y estructura después de una perturbación) de la comunidad semiárida, posiblemente adaptada a una gran variabilidad en el régimen de precipitaciones.

Dos años después del inicio de la manipulación de la lluvia los nutrientes y materia orgánica del suelo eran sólo ligeramente diferentes entre tratamientos. Se podía haber esperado que tales diferencias tuvieran un efecto directo en las comunidades vegetales, o también efectos indirectos mediante cambios en las comunidades microbianas del suelo y raíces. Sin embargo, estos cambios no se observaron. De manera similar, en un experimento realizado en Oregón (USA) sobre una estepa árida, los primeros cambios en las respuestas de la vegetación ocurrieron cuatro años después del inicio del experimento (Bates et al. 2006). La productividad de la comunidad fue mayor en el tratamiento en el que el 80% de la precipitación era distribuido en primavera (Abril-Julio). Tal retraso en la aparición de respuestas muestra una vez más la gran resiliencia de los ecosistemas áridos (Bates et al. 2006). En nuestro experimento de campo, ni una disminución de la precipitación en un 30%, ni los cambios en la distribución estacional de ésta produjeron

Figura 1

Figura 1. Ejemplo de una de las estructuras de exclusión de lluvia instaladas en Tabernas (Almería, SE España). Las bandas de policarbonato se encuentran en posición de intercepción de lluvia.

Fuente: Juan D. Miranda.

diferencias significativas en las variables medidas, probablemente porque las plantas están adaptadas a la característica variabilidad inter- e intra-anual propia de estos ambientes, donde tal variabilidad es la norma (Jump & Peñuelas 2005, Lázaro et al. 2001); en Tabernas, la variabilidad interanual puede alcanzar el 36%, y la intra-anual hasta el 207% (Capel-Molina 2000; Lázaro et al. 2001). La mayoría de las especies pueden tolerar esta variabilidad a corto plazo a través de mecanismos de plasticidad fenotípica, mediante los cuales pueden tolerar cambios en temperatura o disponibilidad de agua sin costes en su desarrollo o reproducción (Jump & Peñuelas 2005). Además, las lluvias escasas e impredecibles han modelado las comunidades vegetales adaptándolas a tales limitaciones, de forma que las plantas son capaces de utilizar los recursos obtenidos en periodos favorables para persistir en periodos más críticos (Cheson & Huntly 1989). Es particularmente llamativo sin embargo, que muchas especies leñosas que habitan en estos ambientes, son sólo moderadamente resistentes a la cavitación, y por tanto los caracteres y mecanismos asociados a una rápida y eficiente recuperación de la función fisiológica tras la sequía deben ser explorados (Miranda et al. 2010). Uno de esos mecanismos podría ser la habilidad de las plántulas para responder a la baja disponibilidad hídrica mediante un crecimiento mayor de raíces y un aumento de la superficie de absorción (Padilla et al. 2007). El crecimiento de raíces puede ser interpretado como una estrategia adaptativa para enfrentarse a un suelo seco y a una disminución de la humedad en el mismo, ya que raíces más largas permiten explorar un mayor volumen de suelo, lo cual puede garantizar la supervivencia debido a un acceso mayor a recursos hídricos permanentes (Padilla et al. 2007).

Figura 2

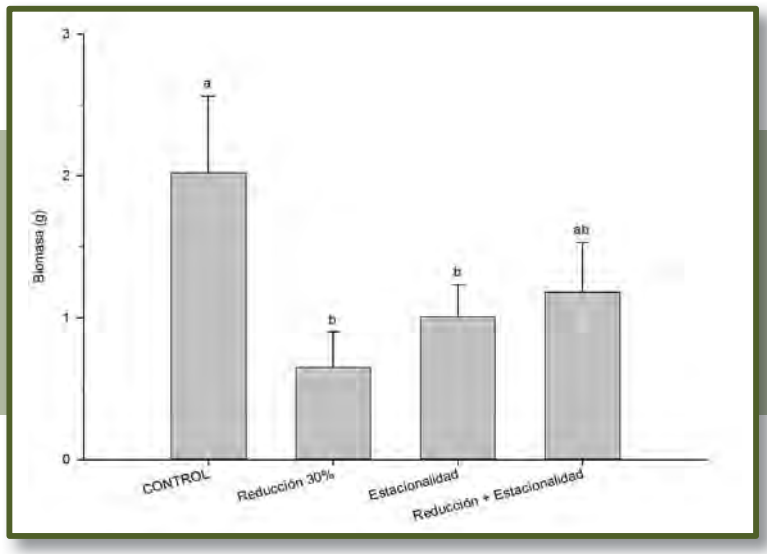


Figura 2. Productividad (biomasa total) de *Stipa capensis* en las diferentes parcelas de manipulación de lluvia. Las medidas se llevaron a cabo en mayo de 2007 cosechando todos los individuos de esta especie en dos subparcelas de 10 x 10 cm. Las columnas muestran valores medios ± Error Estándar (n = 4). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

Fuente: Elaborado a partir de Miranda et al. (2011).

Por otro lado, es bien conocido que especies anuales y perennes en ecosistemas áridos son capaces de reanudar rápidamente el crecimiento tras un evento de lluvia (Sala & Lauenroth 1982, Pugnaire et al. 1996, Williams et al. 1998), un comportamiento que puede facilitar ventajas competitivas donde la lluvia es escasa e impredecible, tendiendo a estabilizar la biomasa en climas muy variables (Williams et al. 1998). En este sentido, Miranda et al. (2009b), con independencia del área estudiada, encontraron que una reducción del 50% en la precipitación durante un año redujo la productividad, la cobertura y la diversidad en 3 comunidades vegetales dominadas por especies anuales en el SE Ibérico (Figura 3). Sin embargo, ni una reducción del 25%, ni los cambios en la frecuencia de las lluvias (7, 14 o 28 días) parecieron afectar a estas comunidades (Figura 3). De manera similar, Yahdjian & Sala (2006) encontraron que la productividad primaria en una estepa semiárida disminuía conforme aumentaba la intercepción de lluvia. Esta relación estaba principalmente debida a la sensibilidad a la sequía de las especies herbáceas, y no de los arbustos, cuya productividad no estaba relacionada con la precipitación anual (Yahdjian & Sala 2006).

La falta de respuesta por parte de las plantas a reducciones de precipitación moderadas puede estar relacionada con la composición de la comunidad vegetal y su resistencia a la sequía. En praderas más mésicas, la productividad primaria, la fisiología y la diversidad vegetal están por lo general afectadas por la disminución de la precipitación y los cambios estacionales (Knapp et al. 2002; Fay et al. 2002). Estos cambios, sin embargo, no afectan a las especies dominantes y subdominantes de la misma manera, ya que las dominantes suelen tener una mayor tolerancia a la variabilidad en la precipitación (Fay et al. 2003). En estos ecosistemas más mésicos se localizaron reducciones significativas en las tasas de respiración del suelo debido al incremento de los periodos de sequía, pero estas diferencias no se encontraron hasta pasados 3 años desde el inicio de las manipulaciones (Fay et al. 2000; Harper et al. 2005).

En un experimento de manipulación de lluvia en el NE de España, relativamente cercano a nuestros sitios de estudio si bien pertenece al mediterráneo subhúmedo y no semiárido como nuestra zona de estudio, tanto la temperatura como la precipitación fueron manipuladas (Beier et al. 2004). No se produjo un aumento en la productividad debido al calentamiento, pues la temperatura en este ecosistema está ya cercana al óptimo para la fotosíntesis (Peñuelas et al. 2004). Sin embargo este sitio presentó la respuesta más negativa a los tratamientos de sequía en comparación con otras 4 localidades distribuidas a lo largo de Europa incluidas en el estudio. Dos años después del comienzo de las manipulaciones, se produjo una disminución del 14% en la productividad vegetal en relación al control (Peñuelas et al. 2004), la producción de flores se redujo un 40% y el número de plántulas y la riqueza en especies también disminuyó (Lloret et al. 2004). También se produjo una reducción de la transpiración, la conductancia estomática y la tasa fotosintética en las principales especies arbustivas (Llorens et al. 2003). Por el contrario, en nuestro lugar de estudio de clima semiárido, no se detectó casi ninguna

Figura 3

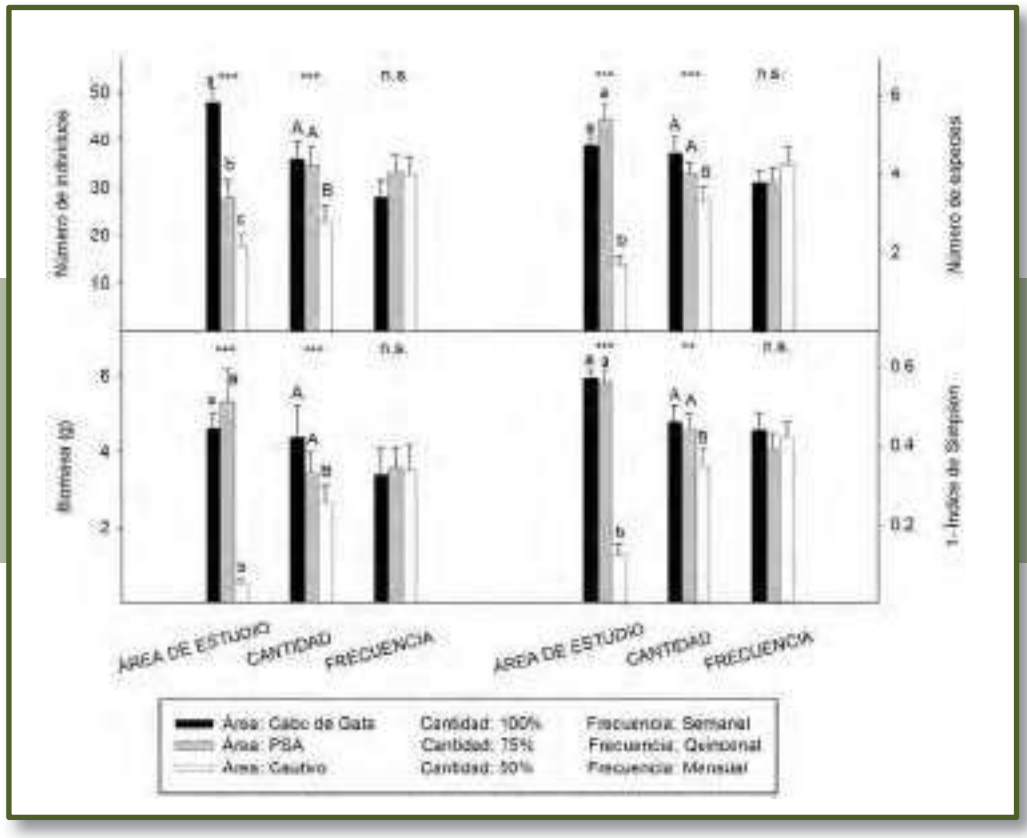


Figura 3. Efecto del área de estudio, la cantidad y frecuencia de la precipitación sobre la productividad y diversidad vegetal. Las columnas muestran valores medios ± Error Estándar. No se detectaron interacciones de segundo o tercer orden (ANOVA factorial área x cantidad x frecuencia) lo que indica, entre otras cosas, que los patrones encontrados se repetían con independencia de la comunidad estudiada. El nivel de significación de cada factor principal se muestra por * ($p < 0.05$), ** ($p < 0.01$), *** ($p < 0.001$) y n.s. (no significativo). Letras diferentes en cada factor muestran diferencias significativas ($p < 0.05$ Scheffé *post hoc*).

Fuente: Elaborado a partir de Miranda et al. (2009b).

respuesta a corto plazo en la vegetación a consecuencia de las manipulaciones de lluvia (Miranda et al. 2011).

La variabilidad inter- e intra-anual inherente a las zonas semiáridas hacen los estudios a largo plazo muy complicados, ya que años de precipitación excepcionales y muy superiores a la media pueden enturbiar la respuesta de la vegetación a la manipulación de lluvia, por lo que estudios a más largo plazo son necesarios.

En resumen, nuestros resultados muestran que la variabilidad de la precipitación inter e intraanual propia de los ecosistemas semiáridos hacen necesarios experimentos a largo plazo, ya que años de altas precipitaciones pueden "poner a cero" el sistema, cancelando las diferencias a corto plazo entre tratamientos. Sin embargo, podemos decir que los cambios en los patrones de lluvia, incluyendo reducciones de la cantidad, frecuencia y distribución estacional, afectan a las comunidades vegetales semiáridas del SE, y que esos cambios en la productividad y la fisiología a corto plazo solo tendrán un efecto si hay disminuciones elevadas de la precipitación o largos periodos de manipulación. Estas respuestas, unidas a los resultados encontrados para distintas comunidades de especies anuales en la misma región, apuntan a la gran resiliencia de estas comunidades

Recomendaciones para la adaptación

El cambio climático está induciendo modificaciones ambientales sutiles que pueden cambiar el nicho de regeneración de las especies que componen actualmente las comunidades vegetales semiáridas. La alta resiliencia de estas comunidades hace que los efectos sólo sean aparentes después de muchos años, cuando quizá sea tarde y dejen poco margen de maniobra. Los procesos afectados por el cambio climático pueden tener como consecuencia una sustitución de especies con efectos que actualmente desconocemos, pero que potencialmente pueden afectar al grado de cobertura del suelo, al tamaño de las plantas que lo ocupan, al tipo de enraizamiento y a la fenología de las mismas, con efectos sobre la dinámica de nutrientes, las erosión o el ciclo hidrológico. Se hace necesario, pues, mantener observatorios a largo plazo para mejorar nuestra capacidad de predicción y ser capaces de proponer medidas de adaptación.

Material suplementario

El único experimento a nivel mundial instalado en un ecosistema árido o semiárido y que manipula la cantidad de la precipitación así como la distribución estacional de las lluvias se ha llevado a cabo en Tabernas (Almería; 37.5ºN 2.21ºW, 500m.s.n.m.), en el SE Ibérico (Miranda 2008, Miranda et al. 2011), un ambiente semiárido caracterizado por una precipitación media anual de 242mm y un periodo seco sin lluvias que por lo general va desde junio a septiembre. La temperatura media anual es de unos 18ºC, con una temperatura media máxima de 34.7ºC en agosto. Las heladas, aunque posibles en invierno no son comunes (Lázaro et al. 2001). Los suelos más abundantes son arenosos procedentes de lechos de roca de micaesquistos y cuarcitas y la comunidad vegetal está dominada por arbustos como *Andryala ragusina* L., *Artemisa barrelieri* Besser, *Artemisia hispanica* L., y *Phagnalon saxatile* (L.) Cass., y especies anuales como *Bromus rubens* L., *Medicago minima* L., *Reichardia tingitana* (L.) Roth, y *Stipa capensis* Thunb e individuos de *Retama sphaerocarpa* L. En el momento de la instalación del experimento, había al menos un individuo de *A. ragusina*, *A. barrelieri*, *A. hispanica*, y *P. saxatile* bajo cada estructura de manipulación de lluvia.

Este experimento se puso en marcha en 2005 en terrenos de la Plataforma Solar de Almería (PSA). Mediante un sistema móvil de exclusión de lluvia consistente en varias bandas de policarbonato de diferente tamaño dobladas en forma de "V", la cantidad de la precipitación (natural o reducción del 30%) y su distribución estacional (normal o alterada en el que se aplicaba un 15% menos en primavera y otoño, y un 30% más de precipitación en invierno) era modificada con un diseño factorial completo y 4 réplicas. Tanto la cantidad como la distribución estacional eran modificadas en un tratamiento resultado de ambos tipos de modificaciones y que en adelante llamaremos "MIX". Los toldos consisten en una estructura metálica (2x3m) que soporta un techo de bandas transparentes de policarbonato de 4mm (1,10 m de altura media y 20º de inclinación) anclada al suelo. Los lados abiertos maximizan el movimiento del aire y minimizan artefactos en la temperatura y humedad (Figura 1). Las bandas de policarbonato estaban dobladas 120º, y estaban dotadas de un sistema de giro de manera que la "V" apuntaba al suelo durante la lluvia, y al terminar ésta bandas se movían para minimizar posibles perturbaciones y mantener las condiciones ambientales lo más cercanas a lo natural. El movimiento de las placas está controlado automáticamente por un detector de lluvia. Las estructuras se instalaron con orientación norte para minimizar la sombra. Para excluir la cantidad deseada de lluvia, el número (5 a 9) y tamaño (6 a 16 cm) de las bandas de policarbonato es cambiado cada estación, adaptando ambas magnitudes a los tratamientos experimentales (Miranda et al. 2011). La precipitación excluida era recogida en un depósito (Figura 1) y con posterioridad se calcula el volumen recogido. La adición de agua durante el invierno se logra mediante un techo que representa el 30% de la superficie, con una canaleta de recogida de agua y distribución homogénea a través de un sistema de microtubos, consiguiendo crear eventos de lluvia más torrenciales en el momento en tiempo real y no bajo diferentes condiciones de mayor insolación, temperatura, etc. El sistema permite manipular la precipitación sin provocar alteraciones microclimáticas; de hecho no se detectaron diferencias en la radiación PAR (cantidad de radiación integrada del rango de longitudes de onda que son capaces de producir actividad fotosintética en las plantas y otros organismos fotosintéticos), ni en la temperatura de suelo y aire entre los tratamientos (Miranda 2008), lo cual unido a la gran efectividad en la exclusión de la cantidad deseada de precipitación, muestran un diseño apropiado para modificar la cantidad y distribución de las lluvias sin alterar otras características climáticas. El potencial hídrico en el suelo se midió usando psicrómetros instalados a 30 cm de profundidad en el centro de cada parcela. Debido a la eficiencia de la exclusión de lluvia, la humedad en el suelo fue diferente entre tratamientos (Miranda et al. 2011). Durante los inviernos húmedos (p.ej. diciembre 08- febrero 09) todas las parcelas tenían potenciales a 30 cm de profundidad cercanos a 0 MPa. Sin embargo, durante la primavera (marzo-mayo) y el verano (junio-agosto) las parcelas control mostraban los valores de potencial hídrico más altos, seguidos por las

parcelas donde la distribución estacional fue alterada. Las parcelas en los tratamientos de reducción y MIX (reducción + estacionalidad alterada) tuvieron los valores más bajos. Las diferencias entre el control y el tratamiento de reducción del 30% se hicieron mayores conforme el periodo de sequía avanzaba. Desde que comenzó la exclusión de lluvia, se han medido las diversas respuestas en suelo y plantas incluyendo nutrientes, respiración en el suelo, productividad primaria neta (NPP), contenido hídrico relativo (RWC), producción de frutos y semillas por las especies anuales más comunes, así como algunos caracteres funcionales (área específica foliar-SLA- y tasas de crecimiento) y medidas de estado del fotosistema y de intercambio gaseoso (Fv/Fm, tasa de intercambio de carbono) en las especies arbustivas dominantes en la comunidad. Un resumen de estas medidas puede verse en Miranda et al. 2011 (Tablas B1 y B2 Apéndice B; http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.022).

De forma paralela a este experimento se han desarrollado otros trabajos centrados en la respuesta de la vegetación a los cambios de precipitación en el SE Ibérico, la región más árida de Europa. Entre ellos destaca un experimento desarrollado sobre 3 comunidades vegetales dominadas por especies anuales. En octubre de 2005 se instalaron cubiertas transparentes para la exclusión completa de lluvia en cada una de estas comunidades en la provincia de Almería, en el extremo semiárido de la Península Ibérica. Nos centramos en las especies anuales porque asumimos deben responder más rápido que las especies leñosas a los cambios de precipitación, y porque son a menudo una fracción importante de la biomasa en ambientes templados y semiáridos. Los sitios elegidos fueron un sistema dunar en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, una zona de margas en el área del Cautivo, en la cuenca de Tabernas, y un terreno de cultivo abandonado en la zona de Tabernas, en la Plataforma Solar de Almería (PSA). La separación entre las localidades de estudio era de 10-30 km y representaban una amplia diversidad de hábitats y de usos del suelo repartidos sobre un gradiente ambiental donde las especies anuales son abundantes (Miranda et al.2009b). El sitio del Cabo de Gata se encontraba en un área de dunas de arena estabilizadas cercano a la orilla del mar (36º49´N, 2º15´W, 5 m.s.n.m.), caracterizado por una precipitación media anual de 200 mm y temperaturas suaves (temperatura media anual 19ºC, sin heladas; Capel-Molina 2000). El sitio localizado en el área del Cautivo se encuentra al pie de la Sierra Alhamilla, en el desierto de Tabernas (37º0´N, 2º26´W; 30 km hacia el interior y a 300 m.s.n.m.), sobre un suelo limosos y salino con yesos. La precipitación media anual se encuentra alrededor de los 230 mm y la temperatura media anual es de 18ºC, con heladas infrecuentes (Lázaro et al. 2004). El sitio de la PSA es un área llana y arenosa, a 45 km de la costa, en el desierto de Tabernas (37º5´N, 2º21´W, 500 m.s.n.m.), con una precipitación ligeramente superior (250 mm/año) y una temperatura media anual de 17ºC (Lázaro et al. 2001). Solamente unas pocas especies (*Bromus rubens*, *Reichardia tingitana* y *Stipa capensis*) eran comunes a los tres sitios. En los 3 se manipuló la cantidad de agua (precipitación media, reducción del 25% y del 50%) y la frecuencia de la misma (eventos separados 7, 14 ó 28 días) y se realizó un seguimiento durante un año de la productividad y diversidad en especies anuales. Los resultados obtenidos (ver arriba) fueron independientes del área o comunidad vegetal estudiada.

Referencias bibliográficas

Armas C, Miranda JD, Padilla FM, Pugnaire FI (2011) Special Issue: The Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75:1241-1243

Bates JD, Svejcar T, Miller RF, Angell RA (2006) The effects of precipitation timing on sagebrush steppe vegetation. *Journal of Arid Environments* 64:670-697

Beier C, Emmett B, Gundersen P, Tietema A, Peñuelas J, Estiarte M, Gordon C, Gorissen A, Llorens L, Roda F, Williams D (2004) Novel approaches to study climate change effects on terrestrial ecosystems in the field: drought and passive nighttime warming. *Ecosystems* 7:583-597

Capel-Molina JJ (2000) *El clima de la Península Ibérica*. Ariel Geografía, Barcelona.

Carrión JS, Fernández S, Jiménez-Moreno G, Fauquette S, Gil-Romera G. González- Sampériz P, Finlayson C (2010) The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *Journal of Arid Environments* 74:731-736

Chesson P, Gebauer RE, Schwinning S, Huntly N, Wiegand K, Ernest MSK, Sher A, Novoplansky A, Weltzin JF (2004) Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141:236-253

Cramer W, Bondeau A, Woodward FI, et al (2001) Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century. *Global Biogeochemical Cycles* 15:183-206

Esteban-Parra MJ, Rodrigo FS, Castro-Díez Y (1998) Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880e1992. *International Journal of Climatology* 18:1557-1574

Fay PA, Carlisle JD, Knapp AK, Blair JM, Collins SL (2000) Altering rainfall timing and quantity in a mesic grassland ecosystem: design and performance of rainfall manipulation shelters. *Ecosystems* 3:308-319

Fay PA, Carlisle JD, Danner BT, Lett MS, Mccarron JK, Stewart C, Knapp AK, Blair JM, Collins SL (2002) Altered rainfall patterns, gas exchange, and growth in grasses and forbs. *International Journal of Plant Sciences* 163:549-557

Fay PA, Carlisle JD, Knapp AK, Blair JM, Collins SL (2003) Productivity responses to altered rainfall patterns in C4- dominated grassland. *Oecologia* 137:245-251

Fay PA, Kaufman DM, Nippert JB, Carlisle JD, Harper CW (2008) Changes in grassland ecosystem function due to extreme rainfall events: implications for responses to climate change. *Global Change Biology* 14:1600-1608

Frei C, Schär C, Lüthi D, Davies HC (1998) Heavy Precipitation Processes in warmer climate. *Geophysical Research Letters* 25:1431-1434

Harper CW, Blair JM, Fay PA, Knapp AK, Carlisle JD (2005) Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO2 flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biology* 11:322-334

IGME (1999) *Atlas del medio natural de la Región de Murcia.* Consejería de Política Territorial y Obras Públicas. Instituto Geológico y Minero, Madrid.

IPCC (2007) *Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

Jump AS, Peñuelas J (2005) Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8:1010-1020

Katz RW, Brown BG (1992) Extreme events in a changing climate: variability is more important than averages. *Climatic Change* 21:289-302

Knapp AK, Fay PA, Blair JM, Collins SL, Smith MD, Carlisle JD, Harper CW, Danner BT, Lett MS, Mccarron JK (2002) Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in mesic grassland. *Science* 298:2202-2205

Lavorel S, Canadell J, Rambla S, Terradas J (1998) Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography* 7:157-166

Lázaro R (2004) Implications of precipitation on vegetation of water-limited lands. En: Pandalai SG, editor. *Recent research development in environmental biology, vol. I.* Research Signpost, Kerala. pp. 553-591

Lázaro R, Rodrigo FS, Gutiérrez L, Domingo F (2001) Analysis of a 30-year rainfall record (1967–1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environments* 48:373-395

Llorens L, Peñuelas J, Estiarte M (2003) Ecophysiological responses of two Mediterranean shrubs, *Erica multiflora* and *Globularia alypum*, to experimentally drier and warmer conditions. *Physiologia Plantarum* 119:231-243

Lloret F, Peñuelas J, Estiarte M (2004) Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Global Change Biology* 10:248-258

Machado MJ, Benito G, Barriendos M, Rodrigo FS (2011) 500 Years of rainfall variability and extreme hydrological events in southeastern Spain drylands. *Journal of Arid Environments* 75:1244-1253

Mearns LO, Rosenzweig C, Goldberg R (1997) Mean and variance change in climate scenarios: methods, agricultural applications, and measures of uncertainty. *Climatic Change* 35:367-396

Miranda JD (2008) *Cambio Climático y Patrones de Precipitación: efecto sobre las comunidades vegetales semiáridas.* Tesis Doctoral, Universidad de Granada

Miranda JD, Padilla FM, Pugnaire FI (2009a) Response of a Mediterranean semiarid community to changing patterns of water supply. *Perspectives in plant ecology. Evolution and Systematics* 11:255-266

Miranda JD, Padilla FM, Lázaro R, Pugnaire FI (2009b) Do changes in rainfall patterns affect semiarid annual plant communities? *Journal of Vegetation Science* 20:269-276

Miranda JD, Padilla FM, Martínez-Vilalta J, Pugnaire FI (2010) Woody species of a semiarid community are only moderately resistant to cavitation. *Functional Plant Biology* 37: 828-839

Miranda JD, Armas C, Padilla, FM, Pugnaire FI (2011) Climatic change and rainfall patterns: Effects on semi-arid plant communities of the Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments* 75:1302-1309

Padilla FM, Miranda JD, Pugnaire FI (2007) Early root growth plasticity in seedlings of three Mediterranean woody species. *Plant and Soil* 296:103-113

Padilla FM, Miranda JD, Armas C, Pugnaire FI (enviado) Effects of changes in seasonalitty and amount of rainfall on root dynamics in an arid shrub community. *Ecosystems*

Peñuelas J, Gordon C, Llorens L, Nielsen T, Tietema A, Beier C, Bruna P, Emmett B, Estiarte M, Gorissen A (2004) Nonintrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons, and species in a North-South European gradient. *Ecosystems* 7:598-612

Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming, wildfire hazard and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38:345-357

Pugnaire FI, Armas C, Valladares F (2004) Soil as a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *Journal of Vegetation Science* 15:85-92

Pugnaire FI, Haase P, Incoll LD, Clark SC(1996) Response of the tussock grass Stipatenacissima to watering in a semi-arid environment. *Functional Ecology* 10:265-274

Rind D, Goldberg R, Ruedy R (1989) Change in climate variability in the 21st century. *Climatic Change* 14:537

Rodrigo FS (2002) Cambio Climático y extremos pluviométricos. En: Contreras S, Piquer M, Cabello J, editores. *Agricultura. Agua y Sostenibilidad en la provincia de Almería*. Almería. pp. 283-299

Rustad LE, Norby RJ (2002) Temperature increase: effects in terrestrial ecosystems. En: Mooney HA, Canadell JG, editores. *The Earth System: Biological and Ecological Dimensions of Global Environmental Change. Encyclopedia of Global Environmental Change, vol. 2.* John Wiley & Sons, Chichester. pp. 575-581

Sala OE, Lauenroth WK (1982) Small rainfall events: an ecological role in semiarid regions.*Oecologia* 53:301-304

Sala OE, Chapin III FS, Gardner RH, Lauenroth WK, Mooney HA, Ramakrishnan PS (1999) Global change, biodiversity and ecological complexity. En: Walker B, Steffen W, Canadell J, Ingram J, editores. *The Terrestrial Biosphere and Global Change e Implications for Natural and Managed Ecosystems*. Cambridge University Press. pp. 304-328

Suttle KB, Thomsen MA, Power ME (2007) Species interactions reverse grassland responses to changing climate. *Science* 315:640-642

Usodomenech JL, Villacampaesteve Y, Stubingmartinez G, Karjalainen T, Ramo MP (1995) MARIOLA: a model for calculating the response of Mediterranean bush ecosystem to climatic variations. *Ecological Modelling* 80:113-129

Weltzin JF, Loik ME, Schwinning S, Williams DG, Fay PA, Haddad BM, Harte J, Huxman TE, Knapp AK, Lin G, Pockman WT, Shaw MR, Small EE, Smith MD, Smith SD, Tissue DT, Zak JC (2003) Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. *BioScience* 53:941-952

Williams KJ, Wilsey BJ, McNaughton SJ, Banyikwa FF (1998) Temporally variable rainfall does not limit yields of Serengeti grasses. *Oikos* 81:463-470

Yahdjian L, Sala OE (2006) Vegetation structure constrains primary production response to water availability in the patagonian steppe. *Ecology* 87:952-962

J.J. Camarero[1,2*], G. Sangüesa-Barreda[3], J.C. Linares[4]

[1] *ARAID, Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[2] *Dept. d'Ecologia, Fac. Biología, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 645, 08028 Barcelona, España*
[3] *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[4] *Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, Ctra. Utrera km. 1, 41002 Sevilla, España*
**Correo electrónico: jjcamarero@ipe.csic.es*

18 El decaimiento de abetares pirenaicos como paradigma de vulnerabilidad de los bosques ante el cambio climático

Resultados clave

- Nuestros estudios apuntan la importancia de los legados históricos como factores que condicionan las respuestas actuales de los bosques al cambio climático.
- La historia de uso de los abetares españoles ha determinado su estructura actual la cual condiciona su respuesta al cambio climático.
- El calentamiento regional y las sequías de finales del siglo XX desencadenaron el decaimiento forestal de abetares, particularmente en zonas del Pirineo central y occidental con menos precipitación estival y mayor intensidad de talas en el pasado.
- Si el actual aumento de temperaturas va acompañado de un descenso de humedad atmosférica podría observarse un declive más generalizado del crecimiento, aumentando así la vulnerabilidad de estos bosques.

Contexto

Para entender el decaimiento del bosque hace falta antes plantearse algunas preguntas. ¿Cómo (hacia dónde) y cuánto han cambiado los bosques en las últimas décadas? ¿En qué contextos climático, social, económico, histórico y de manejo? ¿Cuál ha sido la magnitud (cantidad) y la tasa (rapidez) de estos cambios? En nuestro caso, ¿han sido los bosques españoles impactados por estos cambios? Sin duda, estas preguntas recogen cuestiones difíciles para una breve reseña pero intentaremos darles alguna respuesta analizando impactos relacionados, al menos parcialmente, con el cambio climático y cómo han hecho más vulnerables algunos abetares pirenaicos.

El concepto del decaimiento del bosque ha evolucionado mucho desde que Manion (1981) propusiera su modelo conceptual en el que factores de predisposición, incitación y contribución causaban el decaimiento del árbol. Aquel modelo consideraba que la pérdida o alteraciones de crecimiento (menor crecimiento primario y secundario, producción de brotes epicórmicos, etc.) y vigor (mayor defoliación y vulnerabilidad frente a patógenos) asociadas al decaimiento eran generales, es decir podían afectar a distintas especies, y no siempre conllevaban la muerte del árbol, es decir el proceso podía ser reversible. Del mismo modo, la visión social y científica del proceso ha cambiado enormemente en los últimos 40 años. Entre las décadas de los años 60 y 80 del siglo pasado los fenómenos de decaimiento eran comunes en zonas industrializadas de Europa y Norte América afectando principalmente a bosques templados (Skelly & Innes 1994). Se consideró entonces que la lluvia ácida era el principal agente causante aunque algunos autores señalaban también factores climáticos de estrés (Camarero et al. 2004).

A medida que se ha impuesto la visión del cambio climático como uno de los principales factores de cambio global afectando a la biosfera, la aproximación al problema del decaimiento del bosque ha cambiado. Ahora, se considera que existe un fenómeno global de mortalidad acentuada que afecta a todo tipo de bosques (boreales, templados, tropicales, mediterráneos o de zonas semi-áridas) y que viene mediado por factores climáticos de estrés, principalmente el aumento de temperaturas y un mayor estrés hídrico debido a sequías intensas o frecuentes (revisado por Allen et al. 2010). Estos fenómenos de pérdida de crecimiento en respuesta a sequías severas preceden episodios de defoliación y mortalidad acusadas que son específicos de cada especie, afectando más a unas que a otras en función del uso que hacen del carbono o de cómo su xilema responde a la falta de agua (Breshears et

al. 2005). Aún existen muchas cuestiones abiertas sobre cómo se produce este decaimiento y muerte del árbol, si depende más de fallos hidráulicos o del transporte y uso de carbohidratos, y por qué ciertas especies, poblaciones o individuos son más sensibles a las sequías que otros (McDowell et al. 2008).

Este escenario global de casos de decaimiento a menudo irreversibles, asociados a altas tasas de mortalidad y afectando a diferentes tipos de especies y bosques requiere nuevos planteamientos. En primer lugar, debemos situarlo en el contexto de cambio global en el que distintos procesos como los cambios de uso interaccionan con el cambio climático. Por ejemplo, los bosques españoles están en pleno proceso de expansión, a veces recuperando zonas antiguamente forestadas, desde los años 60. Este aumento de cobertura y densidad, a menudo propiciado por medidas conservacionistas, ha facilitado algunos casos de decaimiento y mortalidad selectiva en respuesta a sequías severas a finales del s. XX como el de ciertos pinsapares situados en zonas de baja altitud y elevada densidad (Linares et al. 2010). En el caso de muchos montes bajos de especies de *Quercus*, antiguamente sometidos a cortas periódicas y ahora abandonados y mostrando un crecimiento radial escaso, es frecuente observar fenómenos de defoliación e incluso de mortalidad en respuesta a sequías (Corcuera et al. 2006). Sin embargo, no está claro que la reducción puntual de competencia y la posterior liberación del crecimiento mediante talas, aclareos o resalveos eviten fenómenos posteriores de decaimiento (Camarero et al. 2011). En segundo lugar, no sabemos bien cuáles son las tasas naturales de mortalidad de la mayoría de especies de árboles. Estas tasas deberían representar un umbral de sostenibilidad del bosque y si son superadas, por ejemplo en respuesta a eventos extremos de sequía combinados con ataques posteriores de factores secundarios (hongos, insectos perforadores), podrían permitir establecer sistemas de alerta que indiquen cuándo el decaimiento impacta esa sostenibilidad del bosque haciéndolo más vulnerable de lo normal (Manion 2003). De este modo podríamos reconciliar la definición antigua de decaimiento, próxima a un proceso natural enmarcado en la dinámica sucesional del bosque, con la concepción actual de fenómeno global y extremo relacionado con picos de mortalidad sin precedentes recientes. También podríamos distinguir situaciones de mortalidad elevada en bosques nativos, de aquellas situaciones de tasas de mortalidad muy elevadas en bosques naturalizados, a menudo situados en sitios marginales y resultantes de procesos de repoblación (Sánchez-Salguero et al. 2013). Finalmente, aún no entendemos qué especies o qué individuos son más proclives al decaimiento. Es frecuente observar que árboles que crecían más en el pasado son más propensos a morir en respuesta a las sequías, lo que podría sugerir que disponen de un aparato radicular menos eficiente que árboles de menor crecimiento. Por tanto, las especies o los árboles más tolerantes al estrés podrían ser los ganadores en algunos procesos de decaimiento siempre y cuando el ser humano no haya eliminado a esos individuos previamente mediante talas selectivas u otras perturbaciones.

En este texto intentaremos discutir algunas de las cuestiones planteadas usando como caso paradigmático el decaimiento reciente de los abetares del Pirineo central y occidental, que han mostrado caídas bruscas de crecimiento radial y tasas elevadas de defoliación y mortalidad al

Tabla 1. Características de los abetares estudiados. Los sitios con decaimiento se indican con códigos subrayados y los códigos son iguales a los mostrados en la Fig. 1b. Se muestran valores medios ± error estándar. La eficiencia de uso del agua se estimó en los dos sitios con códigos en negrita.

Sitio	Código	Orienta-ción	Altitud (m)	Pendi-ente (º)	dap (cm)	Altura (m)	Área basimétrica (m^2 ha-1)	Edad a 1,3m (años)	Anchura del anillo de crecimiento, periodo 1950-1999 (mm)	Especies de árboles‡
Fago	FA	NW	918 ± 3	30 ± 4	61,3 ± 1,6	27,5 ± 0,8	45,9	96 ± 3	2,90 ± 0,12	Fs, Ps
Paco Ezpela-arriba	PE	N–NE	1232 ± 5	27 ± 3	35,0 ± 2,3	18,2 ± 0,9	10,1	88 ± 5	1,70 ± 0,09	Fs
Paco Ezpela-abajo	PZ	N–NE	1073 ± 3	26 ± 1	43,0 ± 1,2	21,4 ± 0,6	24,7	114 ± 7	1,67 ± 0,10	Fs
Lopetón	LO	N–NW	1009 ± 3	32 ± 1	38,1 ± 2,7	20,8 ± 0,8	24,8	104 ± 6	1,48 ± 0,11	Fs, Ps
Gamueta	GA	N–NW	1400 ± 10	23 ± 1	64,2 ± 2,2	30,1 ± 1,1	55,8	129 ± 8	2,19 ± 0,20	Fs
Selva de Oza-arriba	SZ	N–NW	1272 ± 5	22 ± 2	58,2 ± 3,1	22,1 ± 0,7	38,3	115 ± 9	2,57 ± 0,25	Fs, Ps
Selva de Oza-abajo	SO	N–NE	1195 ± 6	34 ± 3	66,6 ± 3,0	27,2 ± 0,9	51,7	152 ± 14	2,31 ± 0,20	Fs, Ps
S. Juan de la Peña	JP	N–NE	1393 ± 33	22 ± 2	46,0 ± 2,3	16,4 ± 1,3	17,9	95 ± 9	2,37 ± 0,19	Ps, Fs
Paco Mayor-high	PM1	N	1353 ± 2	22 ± 0	45,8 ± 2,3	24,0 ± 0,5	31,7	97 ± 3	2,01 ± 0,13	Ps, Fs
Paco Mayor-abajo	PM2	N	1313 ± 13	39 ± 4	54,8 ± 4,1	24,1 ± 0,6	34,2	104 ± 8	2,50 ± 0,22	Fs, Ps
Puente Corralones	PC	NW	1248 ± 3	32 ± 5	47,5 ± 3,0	21,6 ± 1,1	43,3	64 ± 5	3,67 ± 0,24	Fs, Ps
Lierde	LI	N–NE	1222 ± 3	21 ± 3	74,1 ± 4,1	27,5 ± 0,6	87,1	96 ± 6	3,08 ± 0,23	Fs, Ps
Peña Oroel-arriba	OO	N–NW	1604 ± 15	25 ± 10	59,1 ± 2,8	22,1 ± 0,6	43,8	95 ± 4	2,88 ± 0,18	Ps
Peña Oroel-abajo	PO	N	1587 ± 17	36 ± 3	46,5 ± 3,9	19,6 ± 0,9	34,6	77 ± 6	2,62 ± 0,11	Ps
Los Abetazos	AB	N–NE	1403 ± 9	20 ± 4	75,0 ± 4,4	22,2 ± 0,9	63,8	65 ± 6	4,70 ± 0,20	Ps, Fs
Castiello de Jaca	CA	N–NW	1175 ± 15	25 ± 2	41,2 ± 2,0	19,1 ± 0,7	30,5	131 ± 9	1,31 ± 0,11	Ps
Izquierda del Aragón	IA	W–SW	1478 ± 5	27 ± 2	69,0 ± 5,6	24,9 ± 0,9	56,0	103 ± 15	3,23 ± 0,25	Ps, Fs
Paco de Villanúa-arriba	VN	N	1270 ± 2	24 ± 1	37,4 ± 3,0	25,5 ± 1,4	20,2	100 ± 7	1,88 ± 0,16	Ps
Paco de Villanúa-abajo	VI	N–NW	1234 ± 4	22 ± 2	42,7 ± 2,5	24,1 ± 1,2	41,6	96 ± 4	2,08 ± 0,13	Ps, Fs
Paco Asieso	AS	N–NW	1327 ± 3	33 ± 2	60,6 ± 3,6	25,3 ± 0,7	37,2	87 ± 7	3,26 ± 0,22	Ps, Fs
Panticosa	PA	N–NW	1280 ± 4	27 ± 3	71,0 ± 2,7	24,7 ± 1,0	56,3	117 ± 9	2,50 ± 0,13	Ps, Fs
Yésero	YE	NW	1399 ± 4	30 ± 2	48,1 ± 3,1	20,0 ± 0,5	31,7	64 ± 4	3,52 ± 0,15	Ps
Guara	GU	N–NW	1428 ± 9	26 ± 1	52,5 ± 2,6	20,0 ± 0,7	13,5	80 ± 9	3,11 ± 0,16	Ps, Fs
Diazas	DI	N–NW	1528 ± 4	22 ± 2	56,5 ± 2,2	25,9 ± 0,6	45,4	98 ± 6	2,75 ± 0,13	Ps, Fs
Orús	OR	N–NW	1370 ± 5	25 ± 2	42,3 ± 1,5	24,6 ± 0,6	39,5	108 ± 4	1,73 ± 0,03	Ps, Fs
Montinier	MO	N	1400 ± 30	30 ± 2	46,1 ± 1,6	25,5 ± 0,8	29,6	117 ± 9	1,61 ± 0,09	Ps
Azirón	AZ	N–NW	1613 ± 17	25 ± 2	68,0 ± 3,6	25,2 ± 0,5	33,3	90 ± 5	3,41 ± 0,17	Ps, Pu
Peña Montañesa	PN	N–NE	1519 ± 22	21 ± 3	45,1 ± 2,2	18,7 ± 0,7	28,5	78 ± 5	2,77 ± 0,18	Ps
Collubert	CO	N–NE	1474 ± 10	22 ± 12	56,0 ± 4,4	21,7 ± 0,4	29,9	83 ± 10	3,01 ± 0,21	Fs, Ps
Selva Negra	SN	N–NE	1431 ± 7	24 ± 4	49,5 ± 3,5	23,2 ± 0,6	29,1	74 ± 3	2,90 ± 0,14	Ps, Fs
Collado de Sahún	SA	N–NW	1789 ± 5	15 ± 9	60,1 ± 2,8	22,7 ± 0,8	36,5	117 ± 24	2,38 ± 0,25	Pu, Ps
Ballibierna	BA	W–NW	1600 ± 4	30 ± 6	49,6 ± 2,3	21,3 ± 0,9	48,6	107 ± 5	2,12 ± 0,09	Fs

‡Abreviaturas de las especies de árboles acompañantes: *Fs, Fagus sylvatica* L.; *Ps = Pinus sylvestris* L.; *Pu = Pinus uncinata Ram.*

menos desde mediados de la pasada década de los años 80 (Camarero et al. 2003, 2004, 2011). Este descenso de crecimiento no corresponde a fenómenos debidos a perturbaciones locales (p. ej. insectos defoliadores) o a la presencia selectiva de hongos patógenos de raíz (Oliva & Colinas 2007). Nuestra aproximación al problema se ha basado en el establecimiento de redes de seguimiento en el Pirineo aragonés (Figura 1) en las que se ha descrito tamaño, edad, defoliación (considerada un indicador de vigor, Dobbertin 2005), abundancia de muérdago, y mortalidad en 28 bosques con distintos niveles de decaimiento (Tabla 1). Esta caracterización puntual se ha complementado con un análisis retrospectivo basado en la dendrocronología, ciencia que estudia los anillos anuales de crecimiento. Se ha reconstruido así la historia de crecimiento radial y formación de madera de árboles con diferentes grados de defoliación, incluyendo árboles muertos cuya fecha de muerte puede ser datada reconociendo sus anillos característicos. A continuación resumimos nuestros principales resultados atribuibles al cambio climático y sus implicaciones así como las estrategias propuestas para mitigar esos efectos.

Figura 1.

(a)

(b)

(c)

Figura 1. Los abetares ibéricos están muy fragmentados y suelen formar bosques mixtos (a, distribución europea y pirenaica). Además, constituyen uno de los límites meridionales de la distribución mundial de la especie (c, imagen otoñal del abetar de la Sierra de Guara con pinos –*Pinus sylvestris*– y hayas –*Fagus sylvatica*; fotografía de Miguel Ortega Martínez). En el caso de Aragón (b) además de fragmentación (bosques = manchas grises y códigos de letras en negrita) se observa una transición climática y biogeográfica entre los abetares más occidentales (montanos, p.ej. hayedo-abetares) y los más orientales (subalpinos, abetares con *Pinus uncinata*). En la figura (b) los cuadrados grises separan los abetares sometidos a mayor proporción de lluvias de invierno-primavera o de verano-otoño situados al oeste o al este, respectivamente (las estaciones climáticas utilizadas se muestran con códigos de tres letras).

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2011).

Resultados y discusión

El aumento de temperaturas y la aparición de sequías extremas desencadenan el decaimiento

Durante la segunda mitad del siglo XX, en el Pirineo aragonés se produjo un aumento significativo de la temperatura mientras que la precipitación no mostró ninguna tendencia (Figura 2), en consonancia con lo observado en gran parte de Europa occidental (IPCC, 2007). A comienzos de los años 60 se observaron valores elevados de déficit hídrico pero fue a finales del verano de 1985 cuando se produjo un máximo en el déficit hídrico (Figura 2) y que se correlaciona con la producción de un anillo de crecimiento muy estrecho en 1986 (Camarero et al. 2011). Esta sequía afectó a gran parte del Pirineo central, incluso a zonas muy húmedas (precipitación anual entre 1500 y 2000 mm) como el valle de Arán, pero sus efectos sobre los abetares fueron muy dispares geográficamente. Por un lado, existe un claro gradiente estacional en las precipitaciones siendo proporcionalmente mayores en invierno-primavera hacia el oeste y en verano-otoño hacia el este (Figura 1), tal y como ya habían observado climatólogos y botánicos (Vigo & Ninot 1987). Este gradiente longitudinal se solapa con el latitudinal caracterizado por mayor mediterraneidad hacia el sur y más continentalidad y precipitación hacia el norte a medida que ascendemos. Por otro lado, el abeto (*Abies alba*) es una especie muy sensible al déficit hídrico y particularmente a la sequía atmosférica medida como déficit de presión de vapor (Aussenac 2002). Por ejemplo, la apertura de claros del bosque muy grandes puede aumentar ese déficit y perjudicar al funcionamiento fotosintético del abeto (Peguero-Pina et al. 2007). Esta sensibilidad se manifiesta con respuestas negativas del crecimiento frente al aumento del déficit hídrico acumulado a finales del verano. Este efecto, previo a la formación del anillo, posiblemente conlleva el consumo de carbohidratos que no pueden destinarse a formar la madera temprana durante la primavera siguiente (Rolland et al. 1999, Tardif et al. 2003, Camarero et al. 2011). Además, los abetares pirenaicos forman uno de los límites meridionales de distribución de la especie en Europa, y son estas poblaciones las que han mostrado una mayor sensibilidad del crecimiento radial de la especie al aumento de aridez (Jump et al. 2006, Macias et al. 2006, Carrer et al. 2010).

Todos los elementos citados permiten explicar que la sequía del verano de 1985 desencadenara una brusca caída de crecimiento y formación de madera observables en el anillo de 1986 cuando la defoliación y la mortalidad comenzaron a aumentar. Ese decaimiento fue más intenso en los pirineos navarro y aragonés que en el catalán pese a que los primeros se sitúan en zonas que reciben a menudo mayores precipitaciones anuales que el segundo (Figura 3). ¿Por qué? La mayor parte de la precipitación anual se recoge en invierno y primavera hacia el oeste mientras que la precipitación estival y otoñal es mayor proporcionalmente hacia el este gracias a fenómenos de ciclogénesis (tormentas estivales) originados en el Mar Mediterráneo. Este patrón geográfico de distribución estacional de las precipitaciones condiciona la respuesta de los abetares al aumento de temperatura y de aridez generando focos de decaimiento en el pirineo occidental. Esas poblaciones de abetares montanos mixtos con mayor incidencia de defoliación y mortalidad y situados en zonas sub-óptimas están siendo desde entonces reemplazadas por haya o pinos silvestres (Figura 3b). Por contra, los fenómenos de decaimiento son muy escasos en abetares montanos de zonas húmedas o en abetares subalpinos situados a mayor altitud y recibiendo suficiente lluvia en verano. Sin embargo, ¿este papel inductor de la sequía pudo estar condicionado (predispuesto según la terminología de Manion, 1981) por factores previos, históricos?

Figura 2.

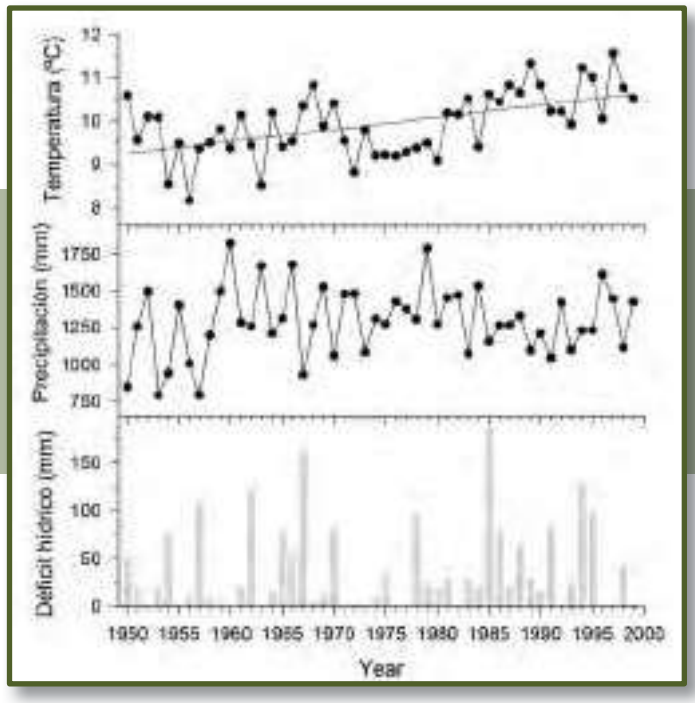


Figura 2. Tendencias climáticas recientes en el Pirineo aragonés basadas en datos anuales caracterizadas por un aumento significativo y linear de la temperatura media en la segunda mitad del s. XX ($r = 0,54$; $P < 0,001$). El pico de déficit hídrico observado a finales del verano de 1985 precedió a episodios importantes de decaimiento y pérdida de crecimiento observados a partir de 1986.

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2011).

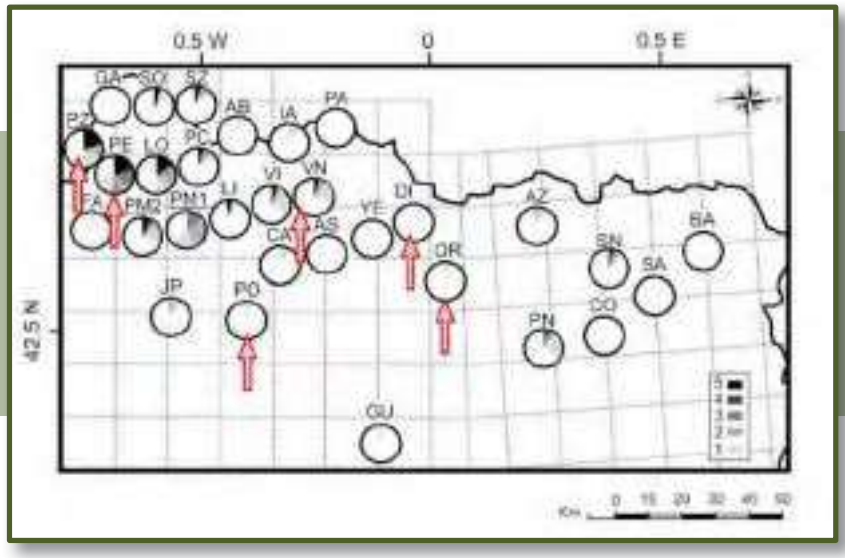
¿Cómo crecen y funcionan los abetares con decaimiento?

Existe una enorme variabilidad en el crecimiento radial a lo largo del siglo XX cuando se comparan abetares con o sin síntomas de decaimiento e incluso cuando se comparan abetos sintomáticos o no sintomáticos dentro de bosques con decaimiento (Figura 4). En general los bosques con mayor tasa de crecimiento no presentaron decaimiento y se situaban en las zonas más húmedas y de suelos profundos. Dentro de los bosques con decaimiento es habitual que los árboles con mayor tasa de crecimiento a lo largo del tiempo no muestren decaimiento pero, como se ha comentado antes, también existen abetos moribundos o muertos que crecían más en el pasado. Por lo tanto, las jerarquías de crecimiento entre individuos vecinos pueden cambiar en función de factores climáticos (sequía-decaimiento).

Regionalmente los abetos estudiados tardan unos 60 años en alcanzar valores máximos de incremento de área basimétrica y dado que la mayoría están incluidos en un rango estrecho de edad (Tabla 1) esperamos que hubiesen alcanzado un máximo de producción de madera entre 1960 y 1990 aproximadamente, tal y como se observa en casi todos los bosques estudiados y también en Europa Central (Büntgen et al. 2014). Sin embargo las sequías de los años 80 y 90 revirtieron este aumento de productividad en los bosques con decaimiento actual conduciendo a muchos de los árboles afectados a su defoliación y muerte (Figuras 4 y 5). Es decir, convirtieron grandes sumideros de carbono en emisores ya que el abeto es posiblemente la especie de árbol que más altura alcanza y biomasa acumula en el Pirineo. Además, los abetares con decaimiento situados en zonas más secas presentaban una mayor eficiencia de uso del agua (estimada a partir de la composición de isótopos de carbono de la celulosa de la madera de los anillos de crecimiento) que los abetares sin decaimiento localizados en zonas más húmedas (Figura 5). Sin embargo, esta respuesta, en parte debida a la mayor disponibilidad de CO_2 en la atmósfera, se revirtió o estabilizó a partir de la década de los 80 cuando comenzó el decaimiento y se inició el declive de crecimiento. Puede decirse que la mayor disponibilidad de carbono gaseoso no revirtió ni afectó a la pérdida de crecimiento causada por las sequías de los años 80. De alguna manera, los árboles cruzaron algún umbral fisiológico que les condujo de manera irreversible a tasas elevadas de defoliación y al declive de crecimiento a menudo asociado con la muerte del árbol.

Figura 3.

(a)



(b)

Figura 3. Cartografía del nivel de defoliación (síntoma de decaimiento) de los abetares aragoneses a finales del s. XX (a) e imagen de un abetar con decaimiento acentuado recientemente (monte de Orús, código OR en la Figura 1b). En la figura superior cada círculo muestra el porcentaje de árboles en distintos niveles de defoliación (%) de copa considerando cinco clases de defoliación y vigor: 1 (11–25% defoliación), 2 (26–50%), 3, (51–75%), 4 (76–90%) y 5 (>91% o árbol muerto con acículas rojas). Las flechas señalan abetares en los que se ha constatado que el fenómeno de decaimiento ha persistido o se ha acentuado en la pasada década.

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2011).

Figura 4.

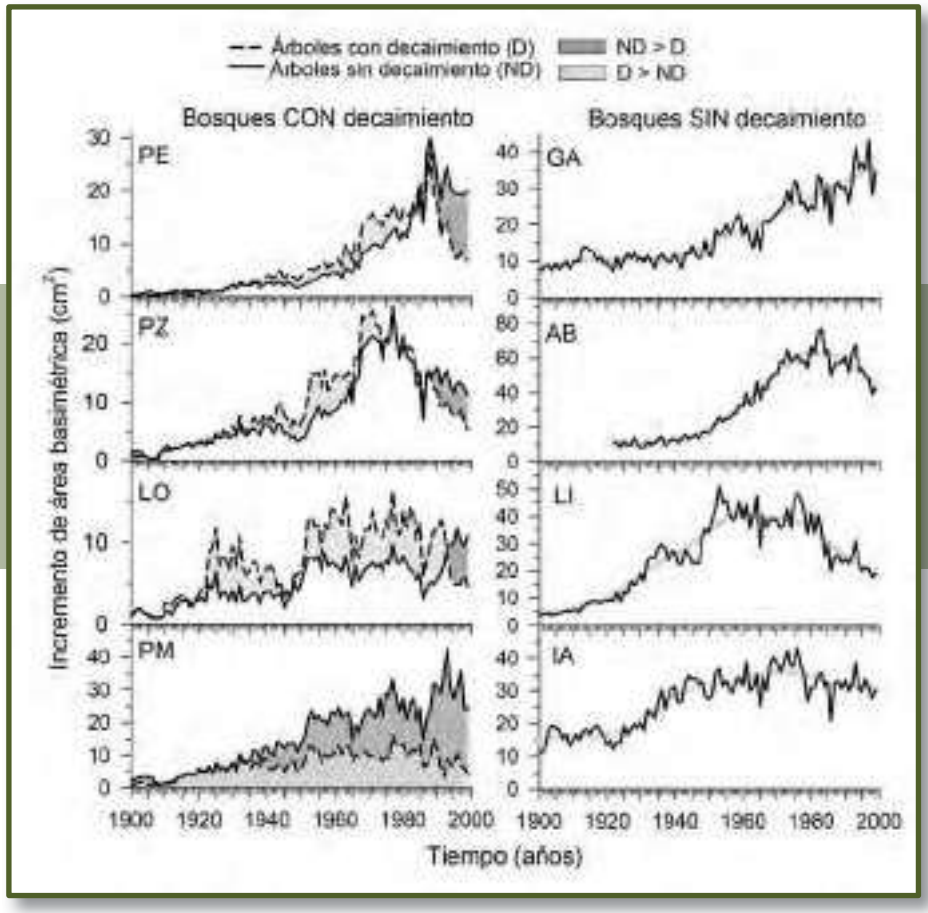


Figura 4. Existe una gran variabilidad en el crecimiento (aquí expresado como incremento de área basimétrica) a lo largo del siglo XX de abetares con (columna izquierda) o sin (columna derecha) síntomas de decaimiento. En los bosques con decaimiento existen además árboles con (D) o sin (ND) síntomas de decaimiento que muestran diferentes jerarquías en cuanto a su crecimiento pasado o actual. Hay bosques en los que árboles sin síntomas recientes de decaimiento crecían más en el pasado que aquellos ahora sintomáticos (ND>D, áreas en gris oscuro) o viceversa (D>ND, áreas en gris claro). En los bosques sin decaimiento se muestra la tendencia a largo plazo con máximos de crecimiento entre 1960 y 1990 (líneas suavizadas grises). La situación y los códigos de los sitios aparecen en la Figura 1b.

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2011).

El papel de la historia del bosque como condicionante previo del decaimiento inducido por sequía

Existe en la actualidad una gran atención acerca del papel de la estructura del bosque como regulador de la respuesta de los árboles al clima. Por ejemplo, la intensidad actual de competencia podría condicionar la respuesta de los árboles a la sequía (Linares et al. 2010). No obstante, la competencia actual es sólo un reflejo del uso y gestión históricos del bosque. La dendrocronología permite reconstruir la historia del bosque analizando las secuencias de crecimiento y reconociendo que cada tipo de perturbación está asociada a un distinto tipo de "firma" en la serie de crecimiento radial del árbol (Camarero et al. 2004). Por ejemplo, hay abetos con decaimiento que muestran patrones de declive de crecimiento de tipo gradual o brusco. Estos declives son diferentes de los observados en procesos aún más progresivos de pérdida de crecimiento por infección debida a chancro (hongo *Melampsorella caryophyllacearum*) (Solla et al. 2006), o bien en procesos reversibles de pérdida y recuperación de crecimiento tras una defoliación intensa por insectos como el lepidóptero *Epinotia subsequana* (Camarero et al. 2003). Finalmente, la tala de árboles vecinos, como las llevadas a cabo en muchos abetares con decaimiento, genera una liberación brusca del crecimiento de los árboles supervivientes próximos que sirve para reconstruir talas históricas.

La mayoría de los abetares que muestran decaimiento experimentaron frecuentes liberaciones bruscas de crecimiento manifestadas como la formación de anillos muy anchos (Figura 6). Muchas de estas liberaciones están asociadas a talas de los años 50, una década de autarquía e intensa explotación de los recursos patrios (Cabrera 2001). Esta explotación histórica y su papel como moduladora de la estructura actual de los abetares pirenaicos concuerdan con el estrecho rango de edades encontrado (80-150 años) dado que esta especie puede alcanzar 500 años de edad. También observamos liberaciones tras las talas post-decaimiento realizadas en los años 80 para eliminar árboles muertos. Sin embargo, a menudo se observa tras ese periodo de liberación la muerte posterior del árbol superviviente (Camarero et al. 2011). Por tanto, es posible que las talas intensas e históricas realizadas en algunos abetares produjeran una selección negativa de individuos más vulnerables a las sequías posteriores de los años 80 o bien alteraran el microclima del bosque de tal manera que predispusieron al decaimiento posterior (Camarero et al. 2011). Este razonamiento se ha empleado antes para explicar otros decaimientos observados en Estados Unidos (Reams & Huso 1990).

En resumen, en el decaimiento de los abetares pirenaicos no sólo intervienen factores climáticos (aumento de temperaturas, sequía) sino que existen

Figura 5.

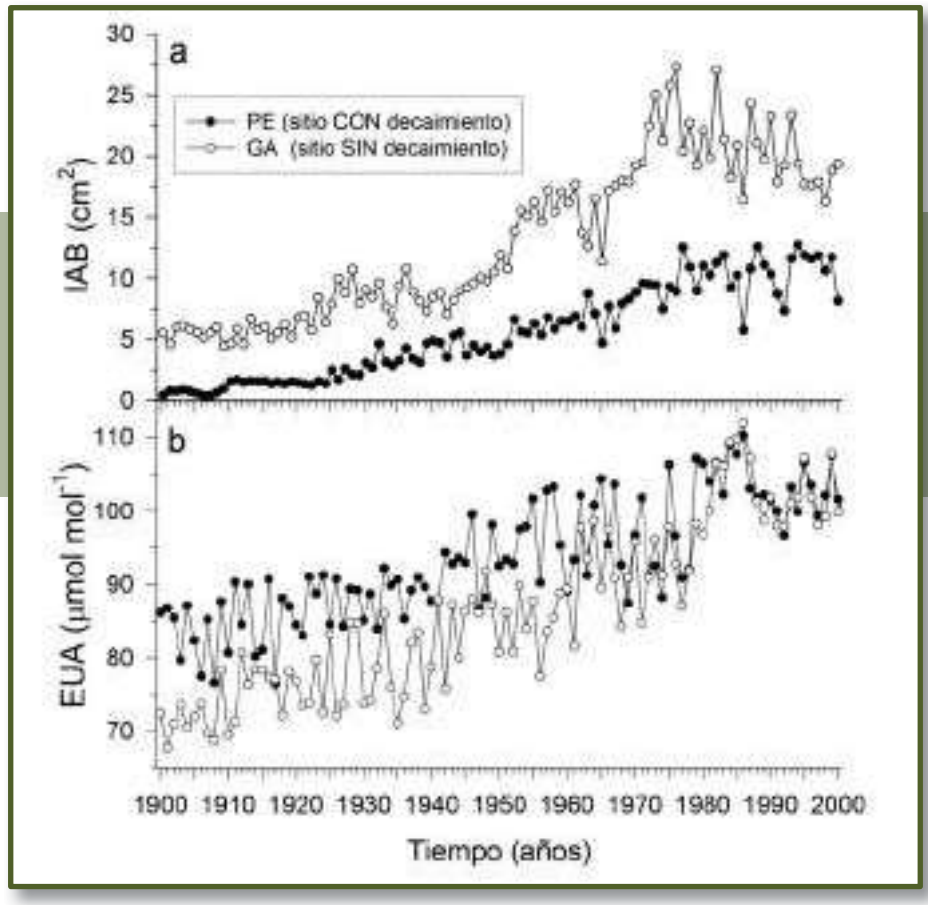


Figura 5. Cambios a lo largo del siglo XX en el crecimiento radial (a, IAB, incremento de área basimétrica) y en la eficiencia de uso del agua (b, EUA) en un abetar con síntomas de decaimiento (PE, Paco Ezpela) y otro próximo sin síntomas de decaimiento (GA, Gamueta). Las curvas de crecimiento de estos dos bosques son representativas de los promedios para los abetares con y sin decaimiento. La situación y los códigos de los sitios aparecen en la figura 1b.

Fuente: Elaborado a partir de Linares & Camarero (2012).

otros motores de cambio relacionados con la estructura actual del bosque y, sobre todo, con la historia de su uso y explotación (Figura 7). El modelo conceptual de decaimiento propuesto integra muchas variables de distintos tipos (clima, topografía, biogeografía, estructura del bosque, historia y uso pasados), pero estudios de campo basados en aproximaciones dendroecológicas e integrando otras disciplinas (patología, ecofisiología, genética) pueden permitir determinar los principales factores desencadenantes del decaimiento. Los resultados actuales indican que el clima, la longitud y la altitud en relación al régimen de lluvias y la historia de uso son los principales factores causantes del decaimiento, mientras que otros factores (p. ej. características del suelo como la disponibilidad de nitrógeno) que han resultado relevantes para explicar el decaimiento del abeto en los Vosgos de Francia (Thomas et al. 2002, Pinto et al. 2007), juegan en los Pirineos un papel secundario. En los Vosgos el sustrato dominante son las areniscas, que generan suelos con menos nutrientes y más drenados que la mayoría de los suelos básicos y profundos de los abetares aragoneses.

Según reconstrucciones paleoecológicas el abeto persistió a mediados del Holoceno bajo temperaturas estivales mucho más altas que las actuales formando bosques sub-mediterráneos (Tinner et al. 2013). Estas reconstrucciones del nicho de la especie implicarían que los límites meridionales de la especie, como el pirenaico, podrían no mostrar retracciones en respuesta al calentamiento climático. Sin embargo, otros estudios pronostican contracciones en el límite "xérico" de distribución (Maiorano et al. 2013). En cualquier caso, análisis preliminares simulando el efecto de un aumento de temperatura y de aridez sobre el crecimiento de abetares pirenaicos indican que el calentamiento climático conduciría a un descenso en la productividad neta. Estas simulaciones concuerdan con la práctica desaparición local de algunos abetares pirenaicos y pronostican un aumento de su vulnerabilidad al aumento de temperaturas y de la sequía atmosférica.

Recomendaciones para la adaptación

¿Cómo gestionar bosques en zonas de montaña dominados por árboles que pueden superar los 30m. de altura para adaptarlos a las nuevas condiciones climáticas y socio-económicas (escasa explotación)? En primer lugar, sería fundamental catalogar y hacer un seguimiento de los bosques más afectados para describir su evolución y caracterizar sus rasgos particulares (microclima, crecimiento, fotosíntesis, uso del carbono y del agua, genética, mortalidad, regeneración, sucesión, presencia y tipo de hongos patógenos, abundancia de madera muerta). En segundo lugar, se pueden aplicar medidas silvícolas respetuosas con este tipo de bosques que favorezcan su diversidad estructural y de edades, y favorezcan la regeneración y persistencia del abeto en aquellas zonas en las que se ve desplazado por especies competidoras (haya, pino). A diferencia de bosques de zonas más secas, en el caso de los abetares pirenaicos una reducción

Figura 6.

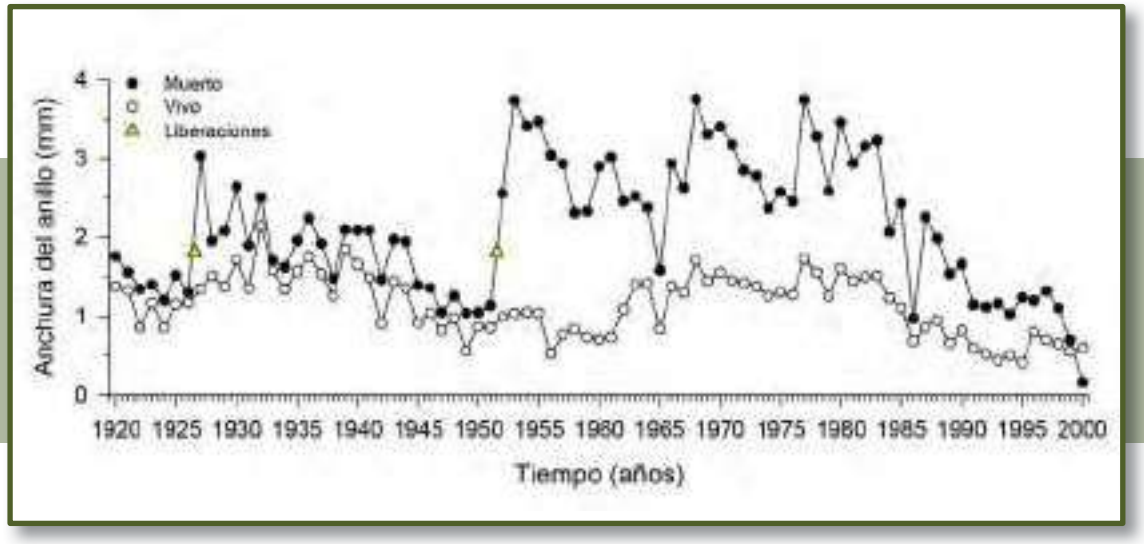


Figura 6. Tendencias de crecimiento radial de un árbol muerto y otro vivo del mismo abetar caracterizado con síntomas de decaimiento (sitio PZ, Tabla 1 y Figura 1b). Ambos árboles respondieron con pérdidas de crecimiento en 1965 y 1986 a sequías acentuadas pero el árbol muerto ha experimentado liberaciones previas (triángulos) en las décadas de los años 20 y 50 del siglo pasado. En esta última década antes mencionada se detectaron liberaciones en muchos abetares aragoneses indicando talas frecuentes.

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2002).

Figura 7.

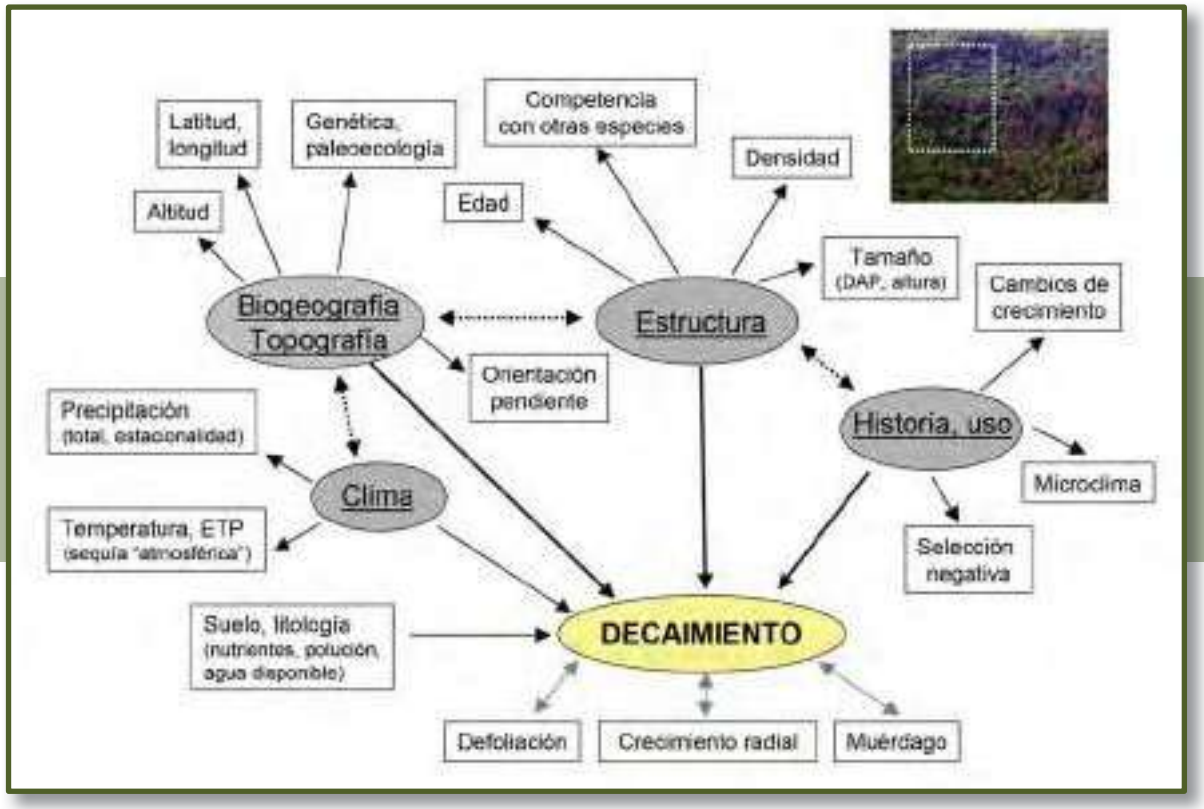


Figura 7. Modelo conceptual de decaimiento en el caso del abeto. En gris se muestran los tipos de variables que pueden conducir al decaimiento (clima, biogeografía y topografía, estructura del bosque, historia de uso y manejo del bosque) y las flechas indican variables relacionadas dentro de cada grupo. Estos grupos de variables pueden interaccionar como indican las flechas punteadas de doble cabeza. El decaimiento puede manifestarse como mayor defoliación, menor crecimiento (en este ejemplo se indica radial por ser el sujeto de la dendrocronología), mayor afección de hemiparásitos (p. ej. el muérdago) o patógenos y, en suma, mayor mortalidad. Nótese que este modelo conceptual es susceptible de validación estadística si se transforma en un modelo de ecuaciones estructurales. Abreviaturas: DAP, diámetro a la altura del pecho, normalmente medido a 1,3 m; ETP, evapotranspiración potencial. La imagen superior muestra zonas de elevado decaimiento en el monte Paco Ezpela (código PE en la Figura 2a), próximo a Ansó, Huesca (los abetos muertos se ven como copas rojas sobre un fondo verde de hayas o pinos).

Fuente: Elaborado a partir de Camarero et al. (2002, 2011)Fuente: Hampe (2005)

intensa de densidad podría favorecer su decaimiento en vez de aliviar los síntomas del decaimiento. Urge ejercer mayores esfuerzos de conservación y gestión de estos bosques, a menudo situados en espacios protegidos, que albergan grandes valores de biodiversidad o constituyen refugios para otras especies de flora (p. ej. especies de árboles caducifolios, musgos, hongos) y fauna (p. ej. pájaros carpinteros, oso).

Material suplementario

Datos climáticos

Para caracterizar los patrones espaciales y temporal del clima se recogieron y analizaron (evaluando la homogeneidad y completando los huecos) datos climáticos mensuales (temperatura media, precipitación total) de 14 estaciones localizadas en el área de estudio (Figura 1b). Después se estudió la evolución del clima a lo largo de la segunda mitad del siglo XX en todo el Pirineo aragonés así como en sus mitades occidental y oriental (Figura 2). Se constató la mayor relevancia proporcional de la precipitación estacional de verano-otoño hacia el este calculando valores absolutos y relativos (%) de precipitación anual y estacional para cada estación y cartografiando esa variación. Finalmente, se relacionó el crecimiento medio de cada abetar con los datos climáticos mensuales de la estación más próxima en términos geográficos y topográficos (altitud).

Datos de estructura de los bosques

La mayoría de los resultados expuestos se basan en trabajos liderados por el primer autor y que comenzaron a desarrollarse en 1999 cuando llegó a Aragón para estudiar el decaimiento del abeto apoyado por el Departamento de Medio Ambiente y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, ambos pertenecientes al Gobierno de Aragón, y por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agroalimentaria. Por tanto, casi todos los estudios se han centrado en abetares del Pirineo aragonés (Figura 1b, Tabla 1) que abarcan un amplio gradiente climático (la precipitación anual es de 900 a 2000 mm aproximadamente) y topográfico (p. ej. la altitud se sitúa entre 920 y 1790 m), y comprenden uno de los límites meridionales del abeto en la península ibérica (Guara) e incluyen abetares, a menudo próximos, con diferentes grados de decaimiento (Figura 3a).

Se realizó un muestreo extensivo para describir la estructura (diámetro a 1,3 m, altura, edad, competencia con árboles vecinos) y el vigor (grado de defoliación, forma del ápice, abundancia de muérdago) de 28 abetares situados en el Pirineo aragonés (Tabla 1). Se muestreó un abetar en cada cuadrado de una malla de 10 km^2 que cubría todo el Pirineo y Pre-Pirineo aragonés. En cada bosque se seleccionaron aleatoriamente de 10 a 15 árboles maduros. La defoliación de copa se estimó usando una escala semi-cuantitativa de 5 niveles (Müller & Stierlin 1990) para determinar el porcentaje de individuos muy defoliados o muertos de cada bosque (Figura 3). La intensidad de competencia de un subgrupo de los árboles muestreados se estimó midiendo el diámetro y determinando la especie de todos los árboles vecinos situados a un radio de 7,6 m del árbol focal (ver más detalles en Camarero et al. 2011).

Datos de crecimiento radial de los árboles

Los 10-15 árboles de cada bosque caracterizados fueron muestreados para reconstruir su historia de crecimiento radial. Para ello se siguió un procedimiento dendrocronológico estándar y se extrajeron dos testigos de madera a 1,3 metros usando una barrena Pressler. Las muestras fueran montadas, lijadas, datadas visualmente y las dataciones fueron posteriormente evaluadas mediante métodos estadísticos. Los anillos de crecimiento fueron medidos con una precisión de 0,01 mm usando una lupa y un medidor semi-automático LINTAB (Rinntech, Alemania). La edad de los árboles a 1,3 metros fue estimada mediante el conteo de los anillos en los testigos de madera de la muestra más vieja de cada árbol y ajustando un localizador geométrico desde los anillos más exteriores para estimar la distancia perdida hasta la médula teórica. Se calculó el incremento de área basimétrica por considerarse un descriptor con un significado más biológico de las tendencias de crecimiento que la anchura del anillo. Las liberaciones de crecimiento se establecieron usando un filtro matemático que detectaba cambios bruscos relativos de la anchura del anillo en comparación con periodos previos (se pueden consultar más detalles en Camarero et al. 2011). Para relacionar clima y crecimiento mediante correlaciones usando el coeficiente de Pearson primero se eliminaron las tendencias de crecimiento de cada serie y se obtuvieron índices adimensionales de crecimiento a los que también se les eliminó parte de su autorrelación temporal (ver más detalles en Camarero et al. 2011).

Datos de funcionamiento de los árboles

La eficiencia de uso del agua se estimó calculando la discriminación isotópica del carbono comparando la composición de isótopos de carbono ($^{13}C/^{12}C$) de la atmósfera y aquella del material vegetal, en nuestro caso este material es celulosa extraída de la madera de anillos de crecimiento anuales previamente datados. Se seleccionaron dos bosques con niveles de decaimiento contrastados (sitios GA y PE en Figura 1b) y se muestrearon 8-12 abetos por sitio cuyos anillos fueron mezclados año a año. Finalmente, se ajustaron y compararon distintos modelos teóricos de eficiencia de uso del agua en función de diferentes escenarios de intercambio gaseoso (ver más detalles en Linares & Camarero 2012).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al apoyo de múltiples entidades, proyectos y personas: Gobierno de Aragón, INIA (proyecto RTA-071-C3-1), ARAID, AEMET, CRU, ETH, red Globimed, J.L. Vázquez, E. Martín, E. Gil-Pelegrín, N. Ibarra, C. Lastanao, J. Peguero-Pina, C. Bigler. Gracias a A. Herrero y M.A. Zavala por invitarnos a contribuir a este informe.

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H et al (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684

Aussenac G (2002) Ecology and ecophysiology of circum-Mediterranean firs in the context of climate change. *Annals of Forest Science* 59: 823-832

Breshears DD, Cobb NS, Rich PM et al. (2005) Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA* 102: 15144-15148

Büntgen U, Tegel M, Kaplan JO, Schaub M, Hagedorn F, Bürgi M, Brázdil R, Helle G, Carrer M, Heussner KU, Hofmann J, Kontic R, Kyncl T, Kyncl J, Camarero JJ, Tinner W, Esper J, Liebhold A (2014) Placing unprecedented modern European fir growth in a Holocene-long context. *Frontiers in Ecology and the Environment* (*en prensa*)

Cabrera M (2001) Evolución de abetares del Pirineo aragonés. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 11: 43-52

Camarero JJ, Padró A. Martín-Bernal E, Gil-Pelegrín E (2002) Aproximación dendroecológica al decaimiento del abeto (*Abies alba* Mill.) en el Pirineo aragonés. *Montes* 70: 26-33

Camarero JJ, Martín-Bernal E, Gil-Pelegrín E (2003) The impact of a needleminer (*Epinotia subsequana*) outbreak on radial growth of silver fir (*Abies alba*) in the Aragón Pyrenees: A dendrochronological assessment. *Dendrochronologia* 21: 1-10

Camarero JJ, Lloret F, Corcuera L, Peñuelas J, Gil-Pelegrín E (2004) Cambio global y decaimiento del bosque. En: Valladares F, editor. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante.* Ed. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp. 397-423

Camarero JJ, Bigler CJ, Linares JC, Gil-Pelegrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management* 262: 759-769

Carrer M, Nola P, Motta R, Urbinati C (2010) Contrasting tree-ring growth to climate responses of *Abies alba* toward the southern limit of its distribution area. *Oikos* 119: 1515-1525

Corcuera L, Camarero JJ, Sisó S, Gil-Pelegrín E (2006) Radial-growth and wood-anatomical changes in overaged *Quercus pyrenaica* coppice stands: functional responses in a new Mediterranean landscape. *Trees: Structure and Function* 20: 91-98

Dobbertin M (2005) Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124: 319-333

IPCC (2007) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York

Jump A, Hunt JM, Peñuelas J (2006) Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174

Linares JC, Camarero JJ (2012) From pattern to process: linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. *Global Change Biology* 18: 1000-1015

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2010) Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603

Macias M, Andreu L, Bosch O, Camarero JJ, Gutiérrez E (2006) Increasing aridity is enhancing silver fir (*Abies alba* Mill.) water stress in its south-western distribution limit. *Climatic Change* 79: 289-313

Maiorano L, Cheddadi R, Zimmermann NE, Pellissier L, Petitpierre B, Pottier J, Laborde H, Hurdu BI, Pearman PB, Psomas A, Singarayer JS, Broennimann O, Vittoz P, Dubuis A, Edwards ME, Binney HA, Guisan A (2013) Building the niche through time: using 13,000 years of data to predict the effects of climate change on three tree species in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 22: 302-317

Manion PD (1981) *Tree Disease Concepts*. Prentice Hall, Englewood Cliffs

Manion PD (2003) Evolution of concepts in forest pathology. *Phytopathology* 93: 1052-1055

McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., et al., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178: 719-739

Müller, E.H.R., Stierlin, H.R., 1990. *Sanasilva Tree Crown Photos with Percentages of Foliage Loss.* WSL, Birmensdorf, Suiza

Oliva J, Colinas C (2007) Decline of silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the Spanish Pyrenees: role of management, historic dynamics and pathogens. *Forest Ecology and Management* 252: 84-97

Peguero-Pina JJ, Camarero JJ, Abadía A, Martín E, González-Cascón R, Morales F, Gil-Pelegrín E (2007) Physiological performance of silver-fir (*Abies alba* Mill.) populations under contrasting climates near the south-western distribution limit of the species. *Flora* 202: 226-236

Pinto PE, Gegout JC, Herve JC, Dhote JF (2007) Changes in environmental controls on the growth of *Abies alba* Mill. in the Vosges Mountains, northeastern

France, during the 20th century. *Global Ecology and Biogeography* 16: 472-484

Reams GA, Huso MMP (1990) Stand history: an alternative explanation of red spruce radial growth reduction. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 250-253

Rolland C., Michalet R, Desplanque C, Petetin A, Aime S (1999) Ecological requirements of *Abies alba* in the French Alps derived from dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 10: 297–306

Sánchez-Salguero R., Camarero JJ., Dobbertin M., Fernández-Cancio A., Vilà-Cabrera A., Manzanedo RD., Zavala MA., Navarro-Cerillo RM (2013) Contrasting vulnerability and resilience to drought-induced decline of densely planted vs. natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *Forest Ecology and Management* 310: 956-967

Skelly JM, Innes JL (1994) Waldsterben in the forests of Central Europe and Eastern North America: fantasy or reality? *Plant Disease* 78: 1021-1032

Solla A, Sánchez-Miranda A, Camarero JJ (2006) Radial-growth and wood anatomical changes in *Abies alba* infected by *Melampsorella caryophyllacearum*: a dendroecological assessment of fungal damage. *Annals of Forest Science* 63: 1-8

Tardif J, Camarero JJ, Ribas M, Gutiérrez E (2003) Spatiotemporal variability in tree ring growth in the Central Pyrenees: climatic and site influences. *Ecological Monographs* 73: 241-257

Thomas AL, Gegout JC, Landmann G, Dambrine E, King D (2002) Relation between ecological conditions and fir decline in a sandstone region of the Vosges mountains (northeastern France). *Annals of Forest Science* 59: 265-273

Tinner W, Colombaroli D, Heiri O, Henne P, Steinacher M, Untenecker J, Vescovi E, Allen J, Carraro G, Conedera M, Joos F, Lotter AF, Luterbacher J, Samartin S, Valsecchi V (2013) The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs* http://dx.doi.org/10.1890/12-2231.1

Vigo J, Ninot JM (1987) Los Pirineos. En: Peinado Lorca M, Rivas-Martínez S, editores. *La Vegetación de España.* Publicaciones Univ. Alcalá de Henares, Alcalá de Henares, pp. 351-38

JC. Linares[1], PA. Tíscar[2], JJ. Camarero[3, 4], G. Sangüesa-Barreda[5], M. Domínguez-Clavijo[1], JA. Carreira[6]

[1] *Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, Ctra. Utrera km. 1, 41002 Sevilla, España*
[2] *Centro de Capacitación y Experimentación Forestal. 23470 Cazorla, España*
[3] *ARAID, Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[4] *Dept. d`Ecologia, Fac. Biología, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 645, 08028 Barcelona, España*
[5] *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[6] *Área de Ecología, Universidad de Jaén. Campus Las Lagunillas, 23071 Jaén, España*
**Correo electrónico: jclincal@upo.es*

19 Efectos del cambio climático sobre el crecimiento de *Abies pinsapo* y *Pinus nigra salzmannii* en el sur de la península ibérica: Tendencias pasadas, presentes y futuras.

Resultados clave

- Durante la segunda mitad del siglo XX se observa un descenso del crecimiento en *Abies pinsapo* y *Pinus nigra salzmannii* del sur de la península ibérica.
- Dicho declive aparece sincronizado espacialmente y está relacionado con un incremento regional de la temperatura y con eventos extremos de sequía; la caída del crecimiento es mayor en las poblaciones situadas a menor altitud.
- En el caso de *Abies pinsapo*, la vulnerabilidad frente al cambio climático aparece condicionada por una elevada densidad.
- Los cambios de uso del territorio pueden explicar los procesos actuales de decaimiento de muchos bosques incluso en mayor medida de lo que podrían hacerlo las tendencias climáticas.

Contexto

El calentamiento global y los cambios de uso del suelo son dos de los elementos más visibles del cambio global, ambos con potencial suficiente para modificar significativamente la distribución y el crecimiento de los bosques (Boisvenue & Running 2006). El uso que el ser humano hace del bosque puede condicionar su estructura (densidad, diversidad de especies y de tamaños de los individuos, y su distribución espacial vertical y horizontal), lo que a su vez podría afectar a las respuestas de los árboles al estrés climático (Linares et al. 2010; Gómez-Aparicio et al. 2011). De hecho, la estructura de las poblaciones forestales condiciona fuertemente el balance energético e hídrico de los árboles (Gracia et al. 2001). Por otra parte, el calentamiento climático está afectando severamente al crecimiento de muchas especies forestales, especialmente aquellas más sensibles al estrés hídrico (Allen et al. 2010). Estos dos componentes (clima y manejo) son propensos a funcionar como factores de estrés simultáneo, por lo que es difícil separar sus impactos. Por ejemplo, el incremento de la temperatura media a escala global ha sido especialmente acentuado durante el último tercio del siglo XX, lo cual coincide con un aumento significativo de la superficie y la densidad de muchos bosques mediterráneos, no directamente relacionado con el cambio climático, sino por efecto de cambios de uso del territorio (Barbero et al. 1990; De Soto et al 2009; Linares & Carreira 2009). En concreto los bosques de montaña del sur de la península ibérica podrían ser algunos de los ecosistemas más vulnerables a la pérdida de especies debido, por un lado, al aumento de la aridez climática (Martínez-Vilalta et al. 2008; Matías et al. 2011; Hereş et al. 2012; Herrero et al. 2013), y por otro lado, por el hecho de haber sido sometidos a drásticos cambios de uso en las últimas décadas (Sánchez-Salguero et al. 2012a, b; Linares et al. 2009; Gómez-Aparicio et al. 2011, González-Muñoz et al 2014).

Los modelos climáticos a escala regional predicen para la cuenca mediterránea un incremento de temperatura y un aumento de los eventos extremos de sequía (IPCC 2000, 2007). En particular, la cuenca mediterránea podría verse sometida a incrementos de temperatura especialmente altos, comparada con las regiones circundantes, aumentando así el estrés hídrico en los bosques de las zonas montañosas mediterráneas (IPCC 2007). Sin embargo, estas proyecciones climáticas no han sido contrastadas con las relaciones crecimiento-clima que han mostrado los árboles en las últimas décadas. Esta comprobación, podría mejorar nuestro conocimiento sobre las tendencias esperables en el crecimiento de los individuos bajo diferentes escenarios climáticos futuros, lo cual se relaciona con las tendencias en la productividad

y la composición de especies (Galiano et al. 2010; Matías et al. 2011; Martínez-Vilalta et al. 2012, González-Muñoz et al 2014).

Las especies forestales relictas pueden servir como modelo de estudio para evaluar los efectos moduladores de la estructura forestal sobre las respuestas a estrés climático (Hampe & Jump 2011). Sin embargo, la larga vida media de los árboles complica la obtención de datos fiables, necesarios para hacer inferencias sobre sus cambios de distribución en el futuro, siendo preciso abordar escalas espacio-temporales amplias (Boisvenue & Running 2006). Para desarrollar la idea de que los cambios climáticos y de uso del suelo interactúan afectando a los ecosistemas forestales, hemos aplicado un marco conceptual que considera la vulnerabilidad de un ecosistema forestal como una función de su sensibilidad y su capacidad de adaptación (IPCC 2007). Asumimos que la sensibilidad de una especie al cambio climático viene determinada principalmente por su ecofisiología, esto es, por su filogenia, mientras que la capacidad adaptativa puede estar modulada por la propia estructura del bosque, las interacciones con otras especies, etc. La correlación entre el crecimiento radial estandarizado de los árboles y las variables climáticas puede utilizarse como un indicador de la sensibilidad intrínseca de las especies (Dobbertin, 2005). Por otro lado, los valores medios de crecimiento (p. ej. incremento de área basal, y su tendencia) más que el pueden informar del efecto neto de la sensibilidad al clima más el efecto de factores que modulan la capacidad de adaptación (p.ej. frente a la competencia; Linares et al. 2010). En concreto, para considerar el efecto de la interacción de los cambios de uso del suelo, se propone que la estructura del bosque puede modular la capacidad de adaptación de los árboles al estrés climático, a través de factores denso-dependientes relacionados con la competencia por los recursos.

Figura 1.

Figura 1. Síntomas de decaimiento en el límite altitudinal inferior de distribución del pinsapo (*Abies pinsapo*) en la Sierra de Grazalema.

Fuente: Juan Carlos Linares.

Figura 2.

Figura 2. Pinares autóctonos de *Pinus nigra salzmannii* en Puerto Llano, Cazorla.

Fuente: Juan Carlos Linares.

Una cuantificación de las respuestas del crecimiento radial al clima, usando series temporales de clima y de crecimiento (anchura de los anillos), y su proyección usando datos climáticos predichos para el futuro, podría mejorar nuestra comprensión de los mecanismos que modulan el crecimiento y la persistencia de los bosques de pinsapo y pino laricio en la montaña mediterránea bajo diferentes escenarios de cambio climático. Para evaluar este marco conceptual, nos centramos en el contexto regional de los síntomas de decaimiento recientes observados en dos especies forestales relictas de la montaña mediterránea: el pinsapo (*Abies pinsapo*; Figura 1) en el Parque Natural Sierra de las Nieves (Málaga) y el pino laricio (*Pinus nigra salzmannii*; Figura 2) en el Parque Natural Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas (Jaén). En ambas especies se usaron datos dendrocronológicos y climáticos a lo largo de un gradiente altitudinal (Tabla 1) para cuantificar los patrones de crecimiento secundario en el pasado y, usando modelos de crecimiento-clima, predecir las tendencias de crecimiento más probables en el futuro. En el caso del pinsapo, se cuantifican además los cambios históricos en la cobertura forestal dentro de su área de distribución y se caracteriza la estructura actual y la mortalidad de estos bosques. Nuestros objetivos específicos son: (i) cuantificar la evolución histórica y la estructura actual de los bosques de pinsapo, (ii) modelizar la relación clima-crecimiento del pinsapo y el pino laricio, dos especie forestales sensibles a la sequía, y (iii) usar dichos modelos para predecir las tendencias futuras en el crecimiento, usando como variables independientes los modelos de cambio climático y los escenarios de emisiones disponibles a escala regional.

Resultados y discusión

Relaciones entre crecimiento de los individuos y mortalidad con las tendencias climáticas y los cambios de uso.

Los datos climáticos regionales muestran tendencias significativas de incremento de la temperatura media y una mayor frecuencia de eventos extremos de sequía (Figura 3, ver también Linares et al. 2009). Condiciones cálidas y secas predominaron en estos bosques durante las décadas de 1980 y 1990, mientras que temperaturas bajas fueron más frecuentes en la década de 1970 (Figura 3). Se registraron eventos extremos de sequía

Tabla 1. Características geográficas, climáticas y estructurales de los ocho sitios de estudio.

Localización	Especie	Población	Longitud (Oeste)	Latitud (Norte)	Altitud (m s.n.m.)	Temperatura media anual (ºC)	Precipitación total anual (mm)	Número árboles	Edad media (años)	BAI (cm^2) promedio	Desviación típica (cm^2)
Sierra de las Nieves	*Abies pinsapo*	Yunquera (YQ)	4º57'	36º43'	1200	12.5	1050	24	43.9	12.6	10
		Ánimas (AN)	5º01'	36º41'	1600	9.1	1600	58	170.2	13.62	10.2
		Cuerno (CU)	5º01'	36º41'	1680	8.4	1600	37	178.1	8,7	7.5
		Torrecilla (TO)	4º59'	36º40'	1840	7.0	1900	23	53.1	21.6	18.2
Sierra de Cazorla	*Pinus nigra*	Palancares (PA)	2° 52'	38°06'	1020	12.64	939	15	101.4	17.3	9.3
		Navaciazo (NZ)	2° 52'	37°54'	1440	10.45	1219	21	107.2	17.3	9.2
		Yelmo (YE)	2° 39'	38°15'	1600	9.76	975	20	130.7	17.2	12.1
		Puerto llano (PL)	2° 58'	37°49'	1820	8.95	1393	19	147.7	12.4	7.3

en el período 1994-1995, pero también se observaron eventos de sequía similares en periodos anteriores (por ejemplo, 1945-1946, 1954-1955, 1973-1975, 1981-1982), sin que exista constancia dendrocronológica de que estas sequías se relacionen con caídas del crecimiento de la magnitud de las observadas en la actualidad (Linares et al. 2009). La varianza no explicada por el clima (los residuos no climáticos de los modelos de crecimiento radial) aumentó desde la década de 1980 en los árboles situados a menor altitud y desde la década de 1990 en los árboles situados a altitud media. Estos residuos mostraron fuertes desviaciones negativas con relación al valor predicho en base al clima en 1995 y 1998, o sea, se observaron valores de crecimiento mucho más bajos de lo esperado en función del clima. Esto sugiere que el clima, por sí sólo, no parece ser el único responsable de los patrones de descenso del crecimiento y aumento de la mortalidad observados desde mediados de la década de 1990. No obstante, hay que señalar que siete de los diez valores más extremos de sequía registrados en el siglo XX se han producido en los últimos 30 años, lo que podría inducir respuestas no lineales en el crecimiento; dicho de otro modo, que un evento de sequía de igual intensidad no produce el mismo efecto cuando ha estado

Figura 3.

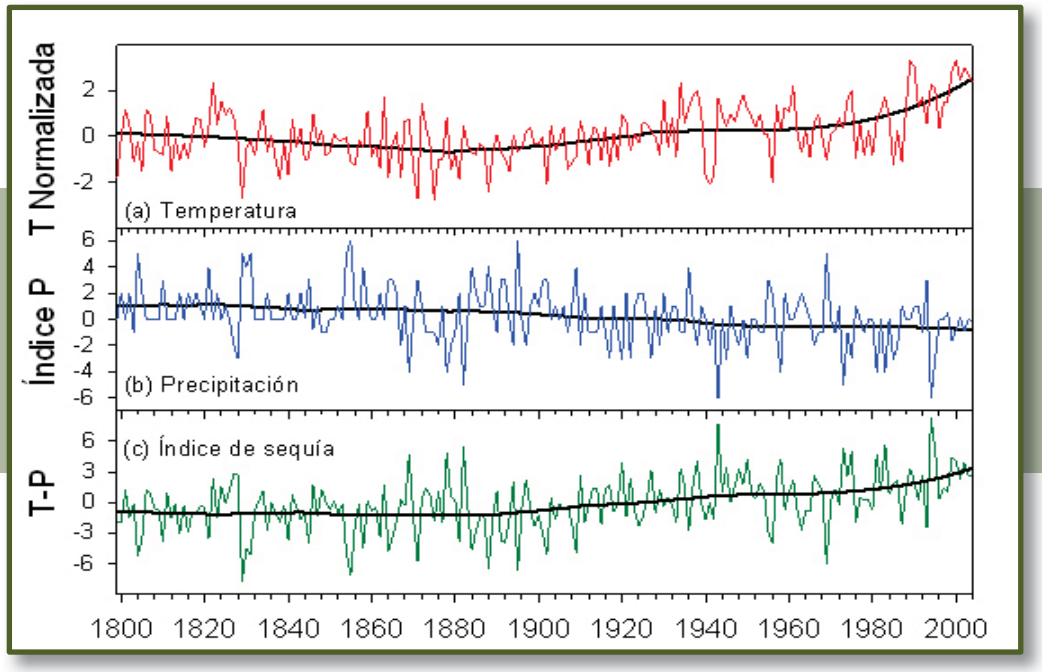


Figura 3. Tendencias regionales de clima para el sur de la península ibérica en los siglos XIX y XX; (a) Temperatura media regional normalizada (T normalizada) expresada como la temperatura media anual menos la temperatura media para el período de 1799 a 2004, dividido por la desviación estándar de la temperatura para el período 1799-2004 (Luterbacher et al. 2004). (b) índice de precipitación anual (Índice P; Rodrigo et al. 1999). (c) índice de Sequía (T-P), estimado restando la temperatura media regional normalizada (a) menos el índice de precipitación (b). La línea gruesa representa las tendencias a largo plazo estimada por una técnica de suavizado mediante regresión polinómica (LOESS).

Fuente: Linares & Tíscar (2011).

precedido por eventos recurrentes de sequía en los años previos (Pasho et al. 2012; Vicente-Serrano et al. 2013).

Además del indudable efecto estresante del clima, muchas de las poblaciones estudiadas se caracterizan por presentar estructuras de clases de edad y tamaño regulares. En el caso del pinsapo, las poblaciones estudiadas en la Sierra de las Nieves, a lo largo de todo el gradiente altitudinal de la especie, están formadas mayoritariamente por individuos de pequeño diámetro; los individuos con diámetros menores de 20 cm (medidos a 1.3 m de la base del tronco) son cerca de 80%, mientras los individuos con diámetros mayores de 40 cm son menos del 5 %. La mayor frecuencia de árboles con diámetros menores a 10 cm se encuentra cerca del límite superior del bosque, lo que unido a los datos dendrocronológicos demuestra que se han establecido más recientemente (Linares et al. 2009). La distribución altitudinal del área basal total de las parcelas tiene forma de campana de Gauss (Figura 4), con un valor máximo de aproximadamente 50 m^2 ha^{-1} en torno a los 1300 m de altitud. Sin embargo, el área basal de árboles muertos fue significativamente mayor a menor altitud, descendiendo linealmente al ascender en el gradiente altitudinal. El área basal de individuos muertos fue en torno al 27% del área basal total en poblaciones situadas por debajo de 1300 m, mientras que ésta estuvo en torno al 7% por encima de 1300 m (Figura 4).

Figura 4.

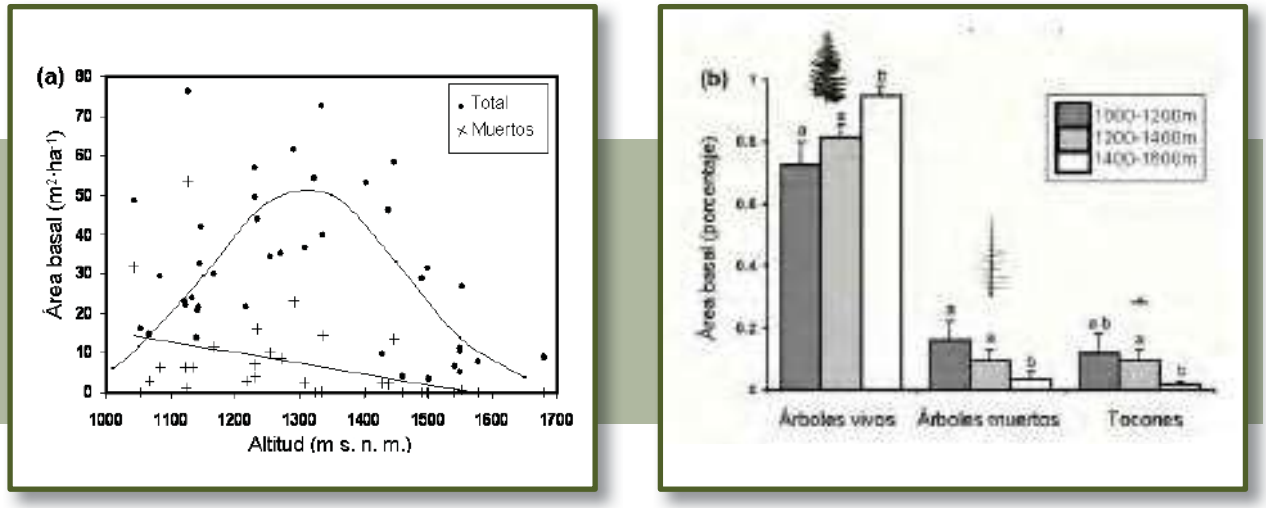


Figura 4. Área basal total y área basal muerta cuantificada en un inventario forestal extensivo (31 transectos de 150m²) realizado en 2003 a lo largo del gradiente altitudinal del pinsapo (*Abies pinsapo*) en la Sierra de Yunquera, Málaga (a). Valores medios de área basal viva, muerta y tocones. En la figura (b) los datos aparecen expresados en porcentaje, agrupando datos del rango altitudinal inferior (1000-1200m), medio (1200-1400m) y superior (1400-1600m). La clase denominada tocones corresponde a árboles muertos recientemente que fueron cortados por la administración. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas (ANOVA) entre los porcentajes de cada banda altitudinal.

Fuente: Linares et al. (2009)

Cambios históricos en la cubierta forestal de los pinsapares.

Diversas fotografías históricas (Figuras 5 y 6) muestran que el paisaje forestal de muchas montañas mediterráneas ha sufrido drásticas transformaciones en el último siglo. El análisis de fotografías aéreas realizadas en los años 1956, 1991 y 2001 muestra un claro aumento de la cobertura forestal en todo el rango de distribución del pinsapo (Figura 7). El proceso de regeneración de estos bosques comenzó a partir de manchas dispersas preexistentes, con dosel abierto, que fueron experimentando una densificación local. El incremento máximo de cobertura (desde un 25 % en 1956 hasta un 40% en el año 2001) se observó en elevaciones entre los 1200 y los 1300 m (Figura 8). El incremento en el área cubierta por pinsapar fue positivo en todo el rango altitudinal durante el período de 1956-1991, especialmente entre 1000-1100 m y 1300-1400 m (Figura 7a; Figura 8). Por el contrario, se produjo un descenso de la cobertura forestal en los sitios de menor altitud (1000-1100 m) entre 1991 y 2001, aunque el incremento de la cubierta forestal continuó siendo positivo en las elevaciones más altas (1400-1600 m; Figuras 7 y 8).

La historia de manejo de los pinsapares y de otros muchos bosques de la península Ibérica ha determinado en gran medida su estructura y dinámica actual (Linares et al. 2009; Gómez-Aparicio et al. 2011). Durante la segunda mitad del siglo XX se abandona toda explotación en el pinsapar. Partiendo de una situación muy degradada, la regeneración que siguió a la adopción de medidas de protección ha originado, en la actualidad, un bosque denso y homogéneo, de baja producción y con una fuerte competencia por la luz, el agua y los nutrientes del suelo. Entre 1990 y 2000 el crecimiento radial medio fue de unos 0.6 mm/año, lo que supone un reducido incremento neto de biomasa para una masa forestal joven. A partir del año 1994/95, muy seco, se han observado eventos recurrentes de mortalidad, asociados al ataque de hongos patógenos de raíz (principalmente *Heterobasidion abietinum*). Esta mortalidad del pinsapo probablemente responda a un proceso de estrés múltiple derivado de la conjunción de un estrés de predisposición al decaimiento asociado a la estructura de la masa, como hemos visto, consecuencia de los cambios de uso del territorio: incremento de la competencia debido a la densificación y escasa diversidad de clases de tamaño, en ausencia de un régimen de perturbaciones menores que

Figura 5.

Figura 5. Fotografías de 1929 (fotografía tomada por A. Barbey) y 2007 (fotografía tomada por JC Linares) en la Sierra de Grazalema (Cádiz, S España).

Fuente: Linares et al. (2013).

Figura 6.

Figura 6. Fotografías de 1964 (fotografía tomada por MA Calvente) y 2007 (fotografía tomada por JC Linares) en la Sierra de las Nieves (Málaga, S España).

Fuente: Linares et al. (2009).

establezca una dinámica de apertura de claros (aunque la mortalidad inducida por los hongos patógenos de raíz está generando esta dinámica). A esto hay que sumar un estrés de incitación asociado al incremento de la temperatura media y a la sucesión de eventos de sequía, que han consolidado la tendencia de declive. Sobre esta base habría actuado, como factor final de desenlace, la expansión e intensificación del ataque por hongos.

Diferencias altitudinales en las tendencias de crecimiento radial de Abies pinsapo y Pinus nigra. Patrones pasados, presentes y futuros.

El incremento medio de área basal fue significativamente mayor en poblaciones de pinsapo situadas a mayor altitud (Linares et al. 2009). Sin embargo, dicha tasa de crecimiento era mayor en el rango medio de elevación durante la década de 1970, lo que coincidiría con un hipotético patrón altitudinal de crecimiento en forma de campana de Gauss, similar al observado para la cobertura y el área basal (Figura 4). Ese tipo de variación altitudinal en el crecimiento suele deberse a que las poblaciones situadas en los extremos del gradiente están más limitadas por la disponibilidad hídrica (límite inferior) y las bajas temperaturas (límite superior). Sin embargo, poblaciones medias y bajas muestran un patrón de crecimiento convergente (y decreciente) desde 1980, mientras que el límite altitudinal superior del pinsapar muestra tendencias positivas de crecimiento (Linares et al. 2009). Un patrón similar se observa en el crecimiento de *Pinus nigra* en el Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas, donde las poblaciones de zonas más secas y cálidas muestran un descenso sostenido de las tasas de crecimiento desde el comienzo del siglo XX (Linares & Tíscar 2010, 2011). Entre 1800 y 1850, todas las poblaciones de *Pinus nigra* estudiadas mostraron una tendencia similar y positiva. Entre 1850 y 1900, la tendencia se mantuvo similar (positiva) con la excepción de las poblaciones situadas a mayor altitud, las cuales disminuyeron su crecimiento durante la segunda mitad del siglo XIX. Desde el comienzo del siglo XX se observa una tendencia negativa en el crecimiento de las poblaciones de *Pinus nigra* situadas en los sitios más secos (Andreu-Hayles et al. 2011; Linares & Tíscar 2010, 2011; Martín-Benito et al. 2010, 2011; Candel-Pérez et al. 2012; Herrero et al. 2013).

Figura 7a.

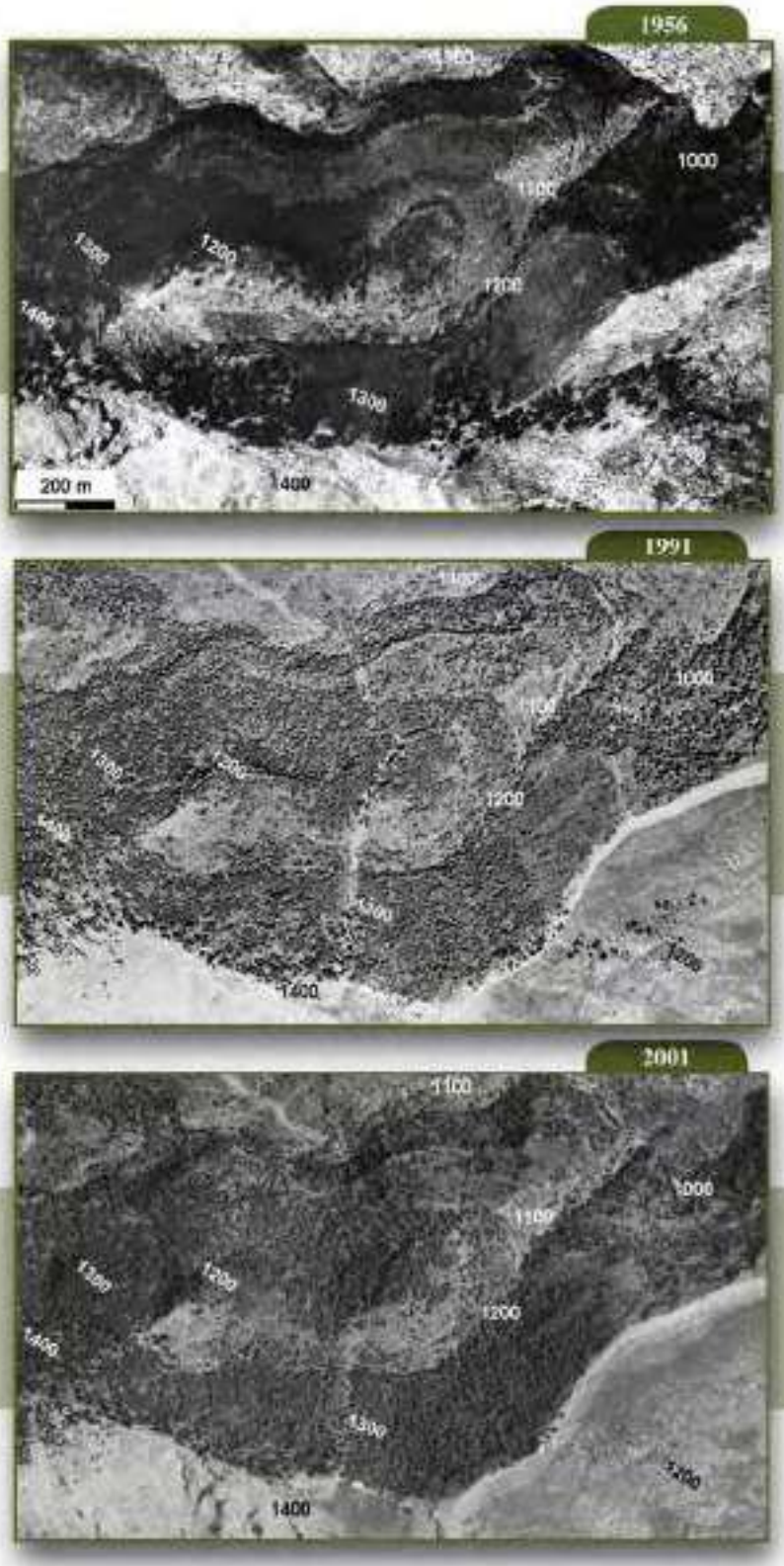
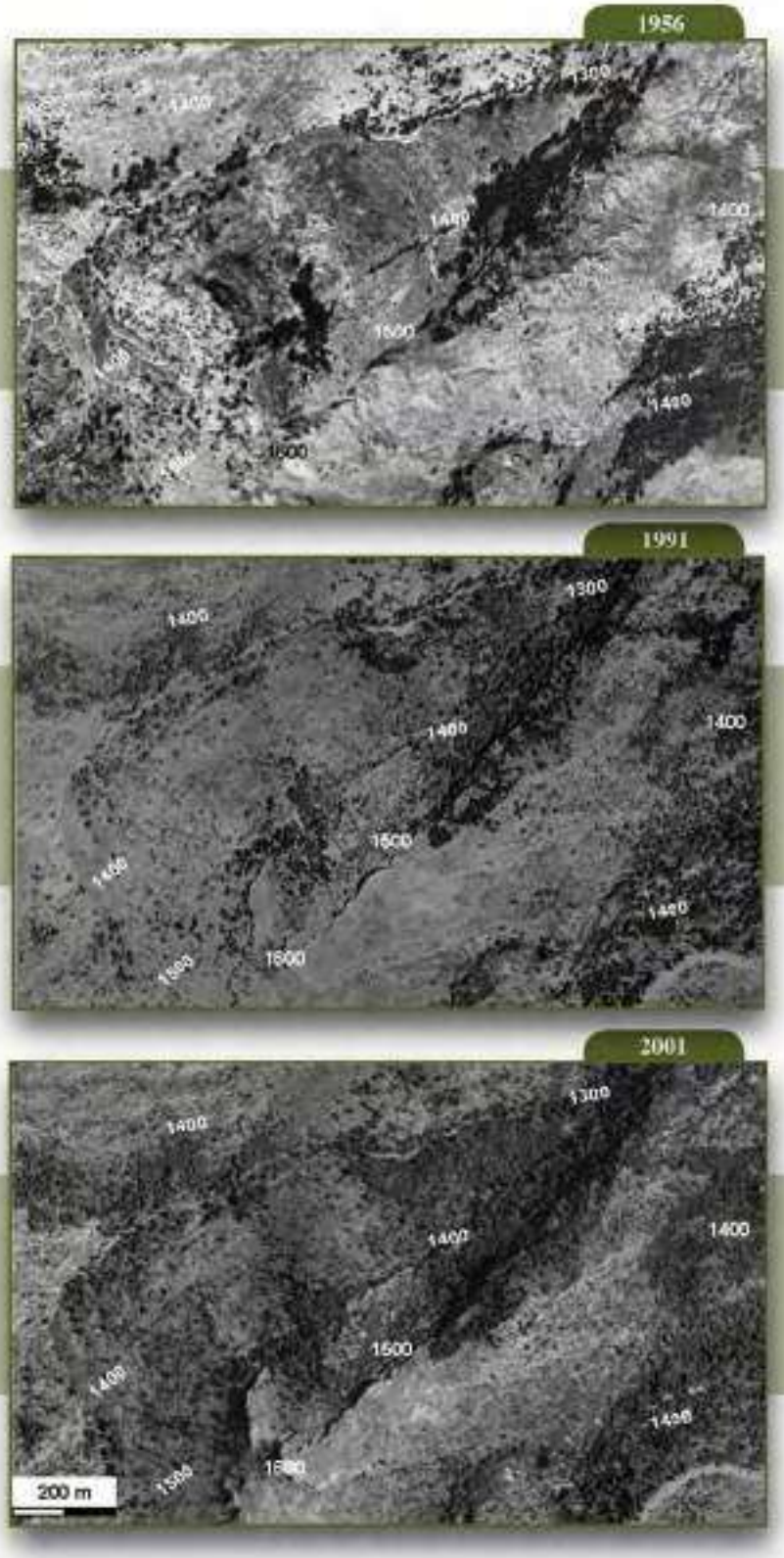


Figura 7. Secuencia de fotografías aéreas tomadas en 1956, 1991 y 2001 en zonas correspondientes al rango altitudinal inferior (1000-1200m; Figura 7a), medio (1200-1400m; Figura 7b) y superior (1400-1600m; Figura 7c) del pinsapo (*Abies pinsapo*) en la Sierra de Yunquera, Málaga, S España. En cada fotografía se indican las cotas de altitud y la fecha de la imagen.

Fuente: Linares et al. (2009).

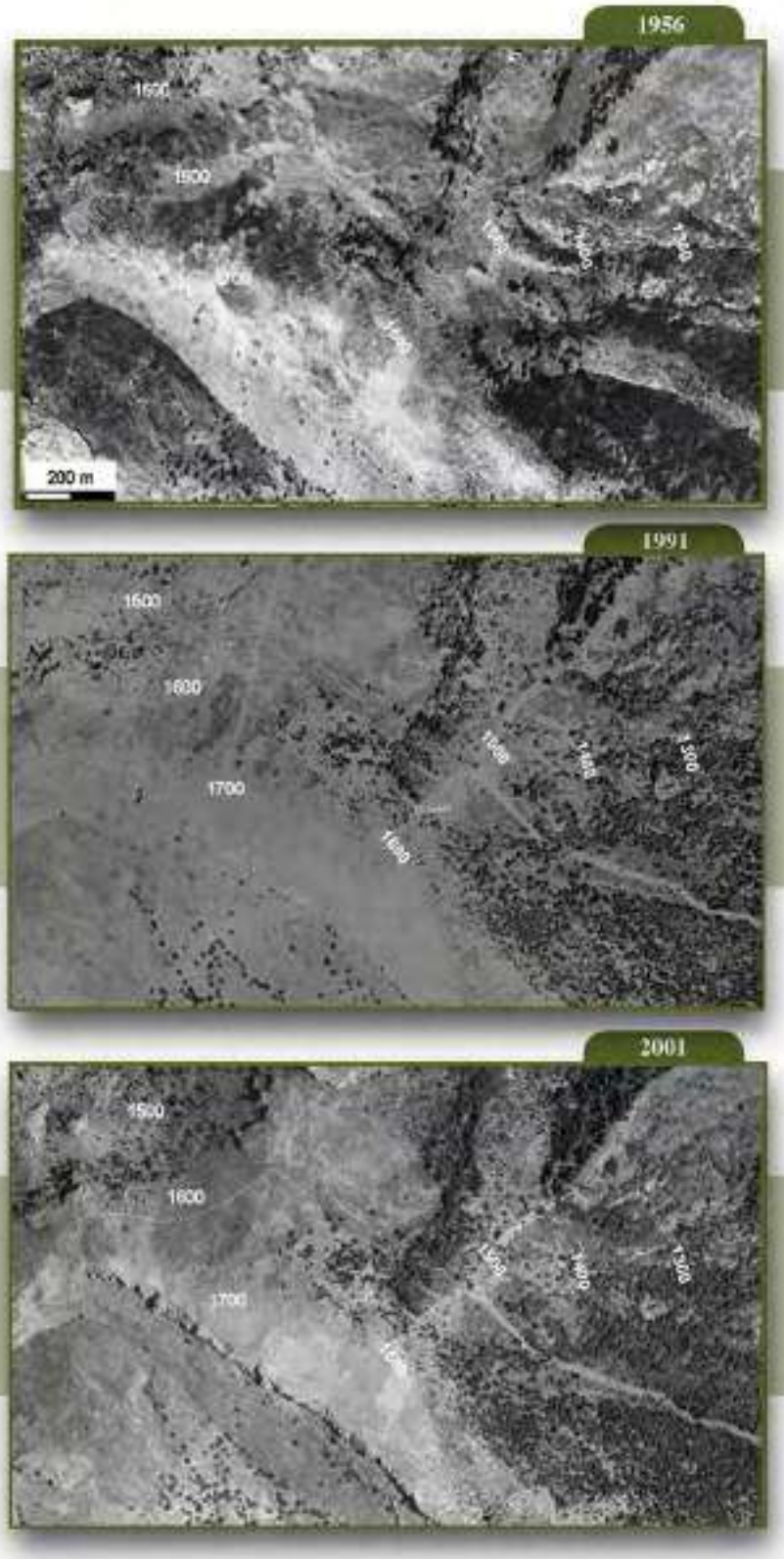
Un patrón de crecimiento secundario descendente, así como frecuentes reducciones en el crecimiento en condiciones de sequía, están entre los más obvios síntomas de vulnerabilidad frente al cambio climático en poblaciones forestales (Dobbertin 2005; Linares et al. 2010; Camarero et al. 2011; Martínez-Vilalta et al. 2012). Aunque en los pinares de pino laricio no hemos encontrado un claro vínculo entre la estructura del bosque y los patrones de crecimiento, en los pinsapares el abrupto descenso en el crecimiento guarda relación con procesos de competencia y ello modula la respuesta de los individuos a diferentes grados de disponibilidad hídrica (Linares et al. 2009). Los individuos dominantes pueden sufrir fuertes reducciones del crecimiento en años secos sin descender por debajo de un umbral mínimo que permite la supervivencia. Sin embargo, aquellos individuos cuyo crecimiento medio es, por efecto de la competencia, muy reducido están casi permanentemente

Figura 7b.



cerca de este umbral, y perturbaciones altamente probables, como un evento de sequía, puede inducir su muerte (Figura 1; Linares et al. 2010). Las tendencias climáticas actuales de incremento de la temperatura y aumento de la frecuencia e intensidad de los episodios de sequía, unidas a las características estructurales de estas poblaciones, permiten prever menores tasas de crecimiento y una elevada prevalencia de la mortalidad en el futuro (Linares et al. 2010; Galiano et al. 2011). Los modelos de crecimiento-clima empleados para predecir el crecimiento (Figura 9) y la probabilidad de persistencia (Figura 10) de estas poblaciones en el futuro confirman estas previsiones. En el caso del pinsapo, todas las poblaciones estudiadas, excepto la situada en el límite superior de distribución (Pico Torrecilla, 1850 m), presentan tendencias de crecimiento negativas en la mayoría de los escenarios climáticos considerados (Figura 9), con probabilidades de persistencia para el año 2070 en algunos casos inferiores al 20 % (Figura 10). En el caso de *Pinus nigra*, los individuos situados en zonas más secas mostraron tendencias de crecimiento futuro negativas (Figura 9).

Figura 7c.



Resulta sorprendente que en las localidades más secas de *Pinus nigra* (Tabla 1; Linares & Tíscar 1010, 2011), las previsiones más negativas corresponden a la población situada en el límite altitudinal superior de esa zona (El Yelmo, 1600 m), seguida de Palancares, a menor altitud. Para esta población de El Yelmo los modelos de crecimiento predicen una drástica reducción del crecimiento, con probabilidades de persistencia de menos del 40% (Figura 10). Sin embargo, para las poblaciones de pino laricio de zonas más húmedas (Sierra de Cazorla), las tendencias de crecimiento predichas son similares a las actuales o incluso superiores en el caso de Navaciazo (Figura 9). La población de Puerto Llano, donde se encuentran individuos de pino laricio milenarios (Figura 2), mostró valores de crecimiento medio bajos, sin embargo, no presentan una mayor vulnerabilidad, comparadas con las situadas en zonas más secas, cuya tasa de crecimiento en la segunda mitad del siglo XX era significativamente superior (Figura 9); su probabilidad de persistencia estimada para el año 2070 es, como la de Navaciazo, del 100%; no ocurre igual con el pinsapo, donde incluso las poblaciones con tendencias más favorables presentan como máximo un 80% de probabilidad de persistencia.

Figura 8.

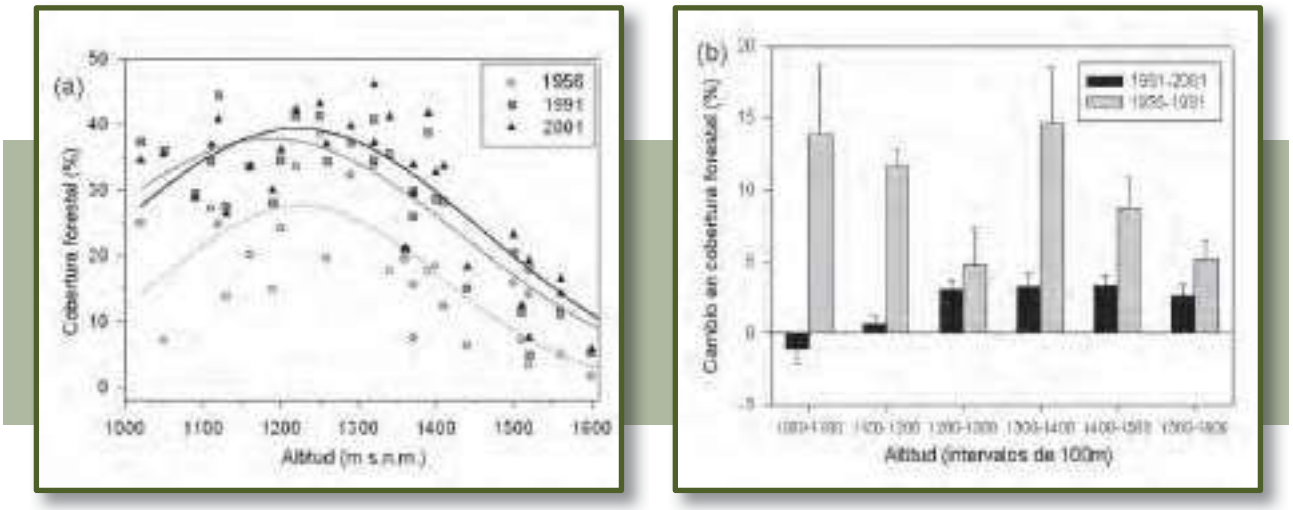


Figura 8. Evolución temporal de la cobertura forestal entre los 1956, 1991 y 2001 estimada a través del análisis de de fotografías aéreas dentro del rango de distribución del pinsapo (*Abies pinsapo*) en la Sierra de Yunquera, Málaga, S España (a). Nótese que en la cuantificación del cambio de cobertura forestal (b) el periodo de tiempo transcurrido entre 1956 y 1991 es mayor que el evaluado para 1991-2001.

Fuente: Linares et al. (2009).

Nuestros análisis de tendencias climáticas realizados a partir de datos locales confirman una tendencia de calentamiento durante el siglo XX en el sur de la península ibérica, así como una mayor probabilidad de períodos de sequía extrema hacia el final del siglo XX (Linares & Tíscar, 2010, 2011; Linares et al. 2010). Estas tendencias aparecen reforzadas en los modelos de cambio climático considerados en este trabajo para el periodo 2011-2070. Asimismo, se muestra como las relaciones entre clima y crecimiento de *Abies pinsapo* y *Pinus nigra* son heterogéneas a lo largo de su rango altitudinal de distribución (Andreu-Hayles et al. 2011; Linares & Tíscar, 2010, 2011; Linares et al. 2010; Herrero et al. 2013). El aumento de las temperaturas de invierno podría ampliar el período de crecimiento disponible, sin embargo, una disminución simultánea en la disponibilidad hídrica puede reducir el crecimiento total, debido a la disminución en la tasa de fijación de carbono que induce la sequía (Galiano et al. 2011). De forma general, se podría esperar un mayor crecimiento en aquellos sitios actualmente limitados por bajas temperaturas (es decir, las poblaciones situadas a mayor altitud) como resultado del aumento de temperatura. Sin embargo, nuestros resultados no confirman esta hipótesis, al menos para el caso de *Pinus nigra* (Tíscar & Linares, 2014), ya que en poblaciones de la Sierra de Segura y de la Serranía de Cuenca los individuos situados a mayor altitud muestran una tendencia de crecimiento descendente, como consecuencia de su correlación negativa con las temperaturas del otoño previo al año de crecimiento y de verano (Linares & Tíscar, 2010, 2011; Andreu-Hayles et al. 2011; Candel-Pérez et al. 2012). Nuestros resultados permiten concluir que los efectos del cambio climático sobre *Abies pinsapo* y *Pinus nigra* serán probablemente heterogéneos, existiendo poblaciones con alto riesgo de declive, poblaciones que aumentarían su crecimiento potencial en el futuro y poblaciones que podrían persistir de forma similar a la actualidad.

Recomendaciones para la adaptación

Establecer un nexo entre los procesos fisiológicos que determinan la dinámica de las poblaciones y los criterios de gestión forestal, combinando la información fisiológica de las especies con el uso de modelos de manejo forestal, puede suponer una herramienta eficaz de conservación de especies amenazadas, que viven actualmente cerca de su límite de tolerancia, y de adaptación de sus poblaciones al cambio climático. Especies como el pinsapo han centrado importantes esfuerzos de protección y conservación a partir de la segunda mitad del siglo XX. Esto, junto con el abandono de usos tradicionales, ha tenido como consecuencia una exitosa recuperación y expansión de las poblaciones, pero también su densificación. Estas poblaciones, a menudo degradadas, presentan estructuras regulares y poca heterogeneidad espacial. Aunque no es posible corregir las tendencias climáticas, y dada la importancia de la estructura como factor modulador de la capacidad adaptativa, se plantean actuaciones de diversificación estructural y la reducción de la densidad como estrategia de manejo pro-activo para la conservación e incremento de la resiliencia de estos bosques relictos, (Linares et al. 2013).

Material suplementario

Métodos dendrocronológicos y modelos de crecimiento y clima.

En cada uno de los sitios indicados en la tabla 1 se realizó un muestreo dendrocronológico. Se extrajeron testigos de madera a 1,3 metros usando una barrena Pressler para cada uno de los árboles seleccionados. Los anillos de crecimiento fueron medidos con una precisión de 0,01 mm usando una lupa y un medidor LINTAB TSAP (Rinntech, Heidelberg, Alemania). Las dataciones fueron chequeadas usando el programa COFECHA

Figura 9a.

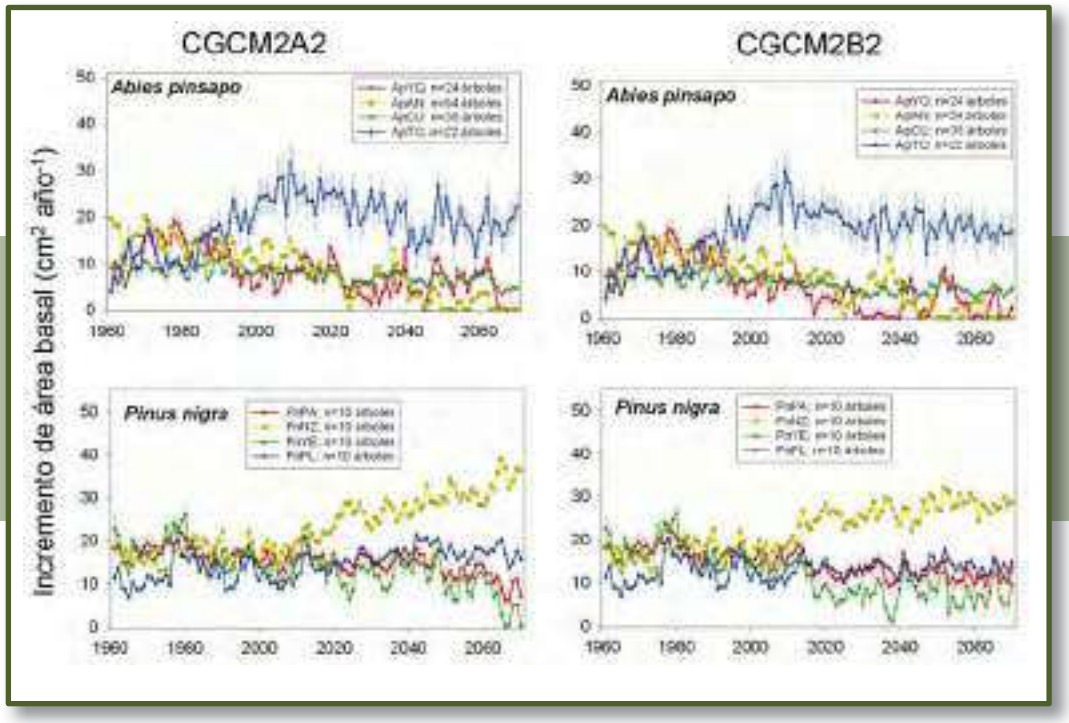


Figura 9b.

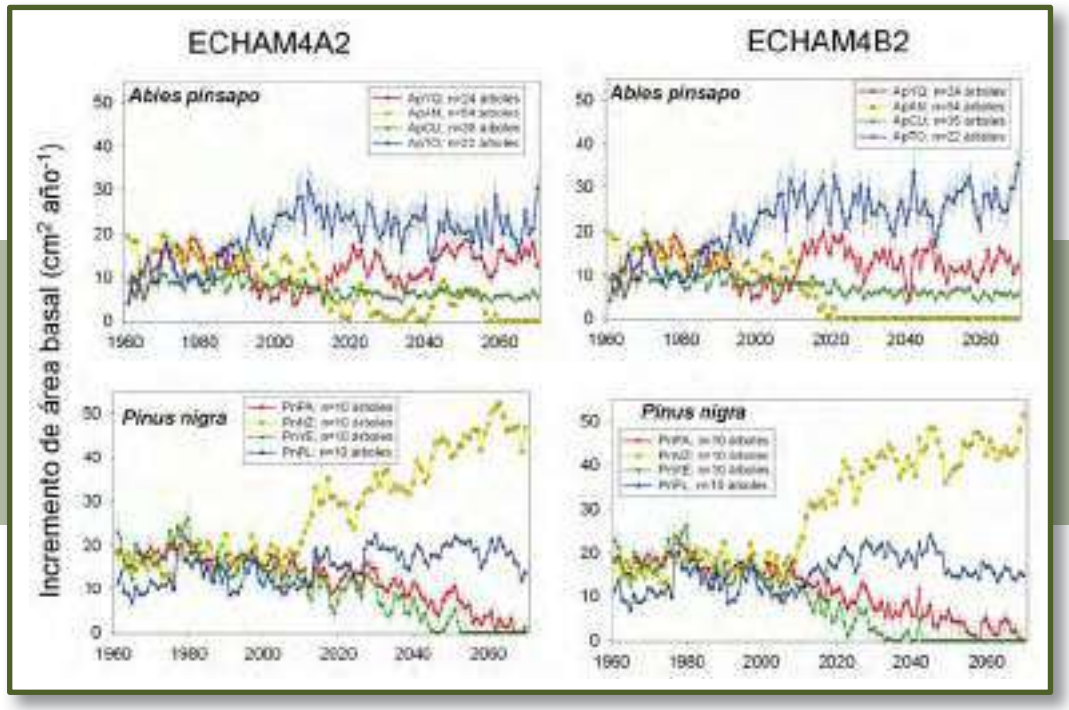


Figura 9. Valores de crecimiento secundario, expresados como incremento de área basal, predichos para el periodo 1960-2070 por el modelo climático CGCM2 (a) y el modelo climático ECHAM4 (b) para los escenarios A2 y B2, en cuatro poblaciones de *Abies pinsapo* (YQ, Yunquera; AN, Cañada de las Ánimas; CU, Cañada del Cuerno; TO, Torrecilla; ver tabla 1) y cuatro poblaciones de *Pinus nigra* (PA, Palancares; NZ, Navacierzo; YE, El Yelmo; PL, Puerto Llano; ver tabla 1).

Fuente: Domínguez-Clavijo (2012).

(Holmes 1983). La edad de los árboles a 1,3 metros fue estimada mediante el conteo de los anillos en los testigos de madera. Las tendencias debidas al aumento de volumen de madera en el tronco que implica la formación de un anillo de igual anchura conforme se incrementa el radio fueron corregidas mediante la conversión de las medidas de anchura del anillo a incremento de área basal. Esta variable constituye un indicador más fiable de las tendencias de crecimiento que la anchura del anillo y guarda relación con la acumulación de biomasa del árbol (Biondi & Qaenda 2008). El incremento de área basal (IAB), fue calculado a través de las medidas de la anchura del anillo como la diferencia entre consecutivas secciones de área basal (AB) estimadas para los años *t+1* y *t* como: $IAB_{t+1}=AB_{t+1}-AB_t=[\pi((LC_t+AA_{t+1})]^2-(LC_t)^2)$, siendo *LC* la longitud del testigo de madera para los años *t+1* y *t* y *AA* la anchura del anillo.

Figura 10a.

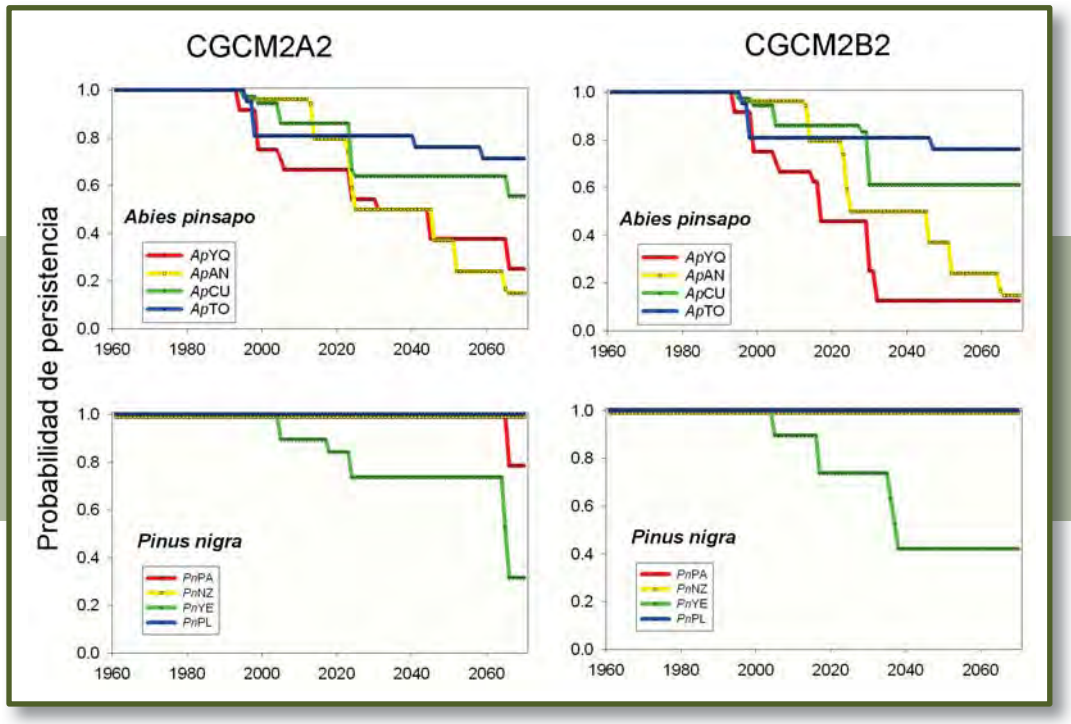


Figura 10b.

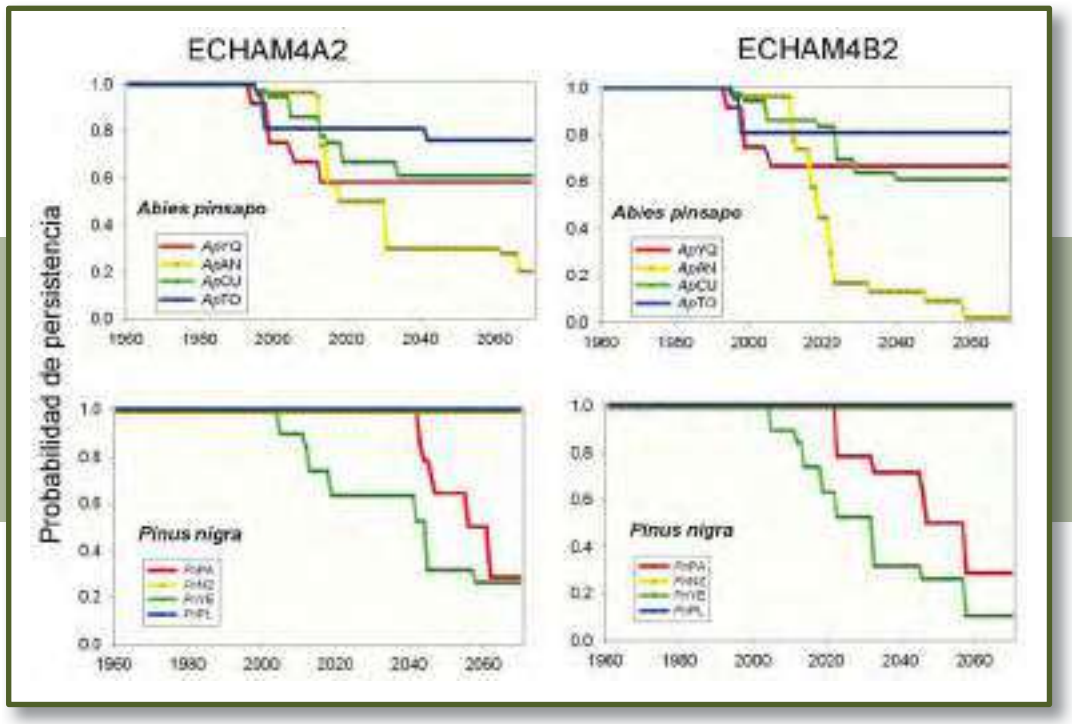


Figura 10. Probabilidad de persistencia predicha para el periodo 1960-2070 por el modelo climático CGCM2 (a) y el modelo climático ECHAM4 (b) para los escenarios A2 y B2, en cuatro poblaciones de *Abies pinsapo* (YQ, Yunquera; AN, Cañada de las Ánimas; CU, Cañada del Cuerno; TO, Torrecilla) y cuatro poblaciones de *Pinus nigra* (PA, Palancares; NZ, Navacierzo; YE, El Yelmo; PL, Puerto Llano). La probabilidad de persistencia se calcula como la ratio de los árboles que muestran un crecimiento significativamente mayor que cero durante el periodo de simulación; se consideró como ausencia significativa de crecimiento cuando los valores predichos para el límite superior del intervalo 95% eran menores o iguales a cero. Un valor igual a 1 significaría que todos los individuos estudiados muestran valores positivos de crecimiento durante todo el periodo de simulación; un valor igual a cero significaría que todos los individuos estudiados dejan de crecer en algún momento del periodo de simulación.

Fuente: Domínguez-Clavijo (2012).

Datos climáticos

Se usaron series climáticas regionales de precipitación y temperatura para el período 1799-2004, reconstruidas a partir de fuentes instrumentales y documentales originales (no se usaron datos dendrocronológicos en ninguna de estas reconstrucciones, lo que daría lugar a un modelo circular donde la variable dependiente e independiente procederían de la misma fuente de información). Los datos de precipitación regional para el período 1799-1997 se obtuvieron a partir de índices de precipitación regional reconstruida de Rodrigo et al. (1999). En esta base de datos, los registros de precipitación históricos se obtuvieron mediante el análisis de documentos originales. Los datos e información detallada de la metodología están disponibles en: http://pendientedemigracion.ucm.es/info/reclido/es/basesdatos/andalusianrainfallindex.htm. También usamos como referencia la serie de precipitaciones de Gibraltar, que abarca el período de 1791 hasta el presente, lo que coincide con nuestro rango de anillos de árboles modelado. Los datos de temperatura regional para el período 1799-2004 se tomaron de Luterbacher et al. (2004). Los datos e información detallada de la metodología están disponibles en: ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/paleo/historical/europe-seasonal.txt

También obtuvimos información climática básica (valores de temperatura media mensual y precipitación total mensual) de la base de datos climáticos de alta resolución CRU (Climatic Research Unit, http://www.cru.uea.ac.uk/es) y de la Agencia Estatal de Meteorología (http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat/datos_numericos). De esta fuente de datos hemos obtenido una única base de datos regional que comprende el periodo 1901-2009 (obtenido de la base de datos CRU) y al que se ha añadido, mediante correlación con los datos de la Agencia Estatal de Meteorología, los valores observados en 2010. Los datos fueron luego promediados a escala estacional (invierno: diciembre, enero y febrero; primavera: marzo, abril y mayo; verano: junio, julio y agosto; otoño: septiembre, octubre y noviembre) y normalizados (restando a cada valor la media del periodo 1960-1990 y dividiendo por la desviación estándar de ese mismo periodo) para dar a todas las variables el mismo peso relativo en los modelos de regresión, independientemente de su valor medio bruto. Estimamos un índice de sequía simple como la diferencia de los valores normalizados de la temperatura media menos el índice de precipitación.

Para la obtención de datos climáticos predichos para el futuro hemos usado las proyecciones climáticas realizadas con los modelos globales CGCM2 (Coupled Global Climate Model) elaborado por el Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis y ECHAM4 (Atmospheric General Circulation Model) elaborado por el Max-Planck Institut für Meteorologie. Las proyecciones regionalizadas derivadas de estos modelos globales CGCM2 y ECHAM4 fueron realizadas por la Agencia Estatal de Meteorología (ver detalles en Brunet et al. 2009). Para cada proyección o modelo se han considerado los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero A2 y B2 del IPCC (IPCC, 2000), resultando por tanto cuatro series climáticas futuras distintas: CGCM2A2, CGCM2B2, ECHAM4A2 y ECHAM4B2. Dada la incertidumbre asociada a las proyecciones de clima futuro, hemos limitado el horizonte temporal al periodo 2011-2070 con el fin de evitar predicciones muy distantes en el tiempo, donde el efecto de factores inherentes a la biología de los individuos, tales como la edad, o la probabilidad de ocurrencia de eventos estocásticos, resulta poco predecible.

Ajuste de modelos de crecimiento-clima

Los datos de crecimiento (incremento de área basal) de cada individuo y la serie climática regional (datos estacionales de temperatura y precipitación normalizados) para el periodo 1960-2010 fueron utilizados para construir un modelo de crecimiento-clima en *Abies pinsapo* y *Pinus nigra* (Figura 11). El rango temporal se limitó a un periodo posterior a 1960 para asegurar que todos los individuos muestreados han superado la fase juvenil de crecimiento. Se utilizaron modelos lineales mixtos para analizar el efecto de las variables climáticas sobre el crecimiento, incluyendo las variables climáticas como factores fijos y cada individuo como un factor aleatorio (sobre el que se realizan medidas repetidas del crecimiento a lo largo del tiempo); el efecto del diámetro del árbol fue testado también, incluyéndolo como factor aleatorio en lugar de la referencia del árbol. La selección de variables climáticas incluidas en el modelo y de la estructura del factor aleatorio (árbol) se realizó de forma manual mediante una regresión por pasos hacia atrás (incluyendo todas las variables y reduciendo progresivamente las menos significativas) hasta minimizar el valor de AIC (criterio de información de Akaike; Burnham & Anderson 2002).

La estructura de auto-correlación temporal de primer orden de los datos fue modelada a partir de los residuos no climáticos (diferencia entre los valores de IAB medidos en cada individuo para cada año y los valores de IAB predichos por el modelo para ese individuo ese mismo año). Para ello se correlacionaron los residuos no climáticos del individuo j en el año i (IABji) y los valores de crecimiento del año previo IABj(i-1). De esta forma, parte de la varianza no explicada por las variables climáticas queda recogida por la estructura de auto-correlación temporal de los datos y ésta es también aplicada a los datos de crecimiento futuro, puesto que el crecimiento predicho por el modelo en el año previo es conocido, por ejemplo, el valor de crecimiento observado en 2010 supone el primer valor de crecimiento previo introducido en la predicción futura de 2011; el valor predicho (ya no observado) para 2011 es introducido como valor previo para generar la predicción del año 2012 y así sucesivamente (González-Muñoz et al 2014). El mismo procedimiento se llevó a cabo con la edad de los individuos, de modo que en caso de obtenerse un efecto significativo de la edad sobre el crecimiento, una vez que el efecto del clima ha sido eliminado (modelado), éste puede incluirse y proyectarse igualmente a los datos de crecimiento futuro, puesto que la edad de los individuos en cada año es fácilmente estimada sumando uno al valor de edad del árbol en el año previo, por ejemplo, el valor de edad (medido mediante dendrocronología) en la fecha de muestreo (2010) más uno es el valor de edad del individuo en la predicción de 2011; el valor de edad en 2011 más uno será introducido como edad en la predicción del año 2012, y así sucesivamente.

Figura 11.

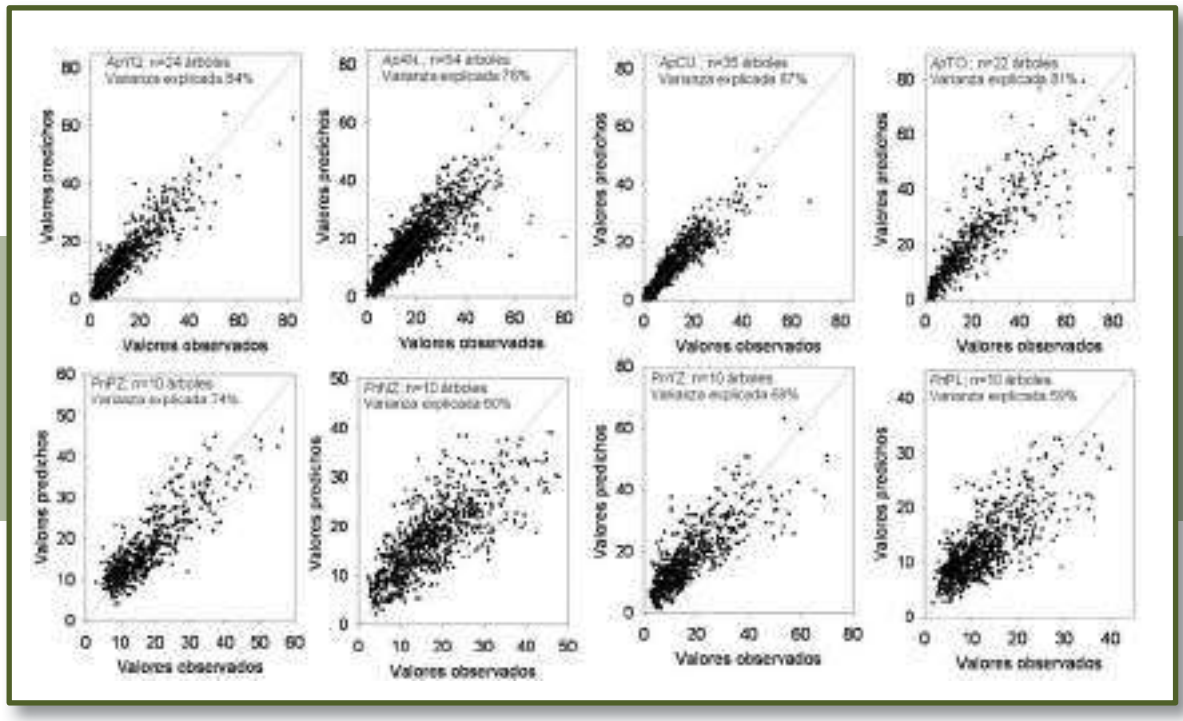


Figura 11. Correlación obtenida entre los valores de incremento de área basal observados y predichos por los modelos de crecimiento en cuatro poblaciones de *Abies pinsapo* (YQ, Yunquera; AN, Cañada de las Ánimas; CU, Cañada del Cuerno; TO, Torrecilla) y cuatro poblaciones de *Pinus nigra* (PZ, Palancares; NZ, Navacierzo; YZ, El Yelmo; PL, Puerto Llano). Para cada parcela se indica el número de árboles usados en el ajuste del modelo y el porcentaje de varianza explicado.

Fuente: Domínguez-Clavijo (2012).

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684

Andreu-Hayles L, Planells O, Gutiérrez E, Muntan E, Helle G, Anchukaitis KJ, Schleser GH (2011) Long tree-ring chronologies reveal 20th century increases in water-use efficiency but no enhancement of tree growth at five Iberian pine forests. Global Change Biology (2011) Long tree-ring chronologies reveal 20th century increases in water-use efficiency but no enhancement of tree growth at five Iberian pine forests. *Global Change Biology* 17:2095–2112

Barbero M, Bonin G, Loisel R, Quezel P (1990) Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the Mediterranean basin. *Vegetatio* 87:151–173

Biondi F, Qaedan F (2008) A theory-driven approach to tree-ring standardization: Defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research* 64:81-96

Boisvenue C, Running SW (2006) Impacts of climate change on natural forest productivity-evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12:1-12

Brunet M, Casado MJ, De Castro M, Galán P, López JA, Martín JM, Pastor A, Petisco E, Ramos P, Ribalaygua J, Rodríguez E, Sanz I, Torres L (2009) *Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España*. AEMET. Madrid, España

Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, Heidelberg, Germany

Camarero JJ, Bigler CJ, Linares JC, Gil-Pelegrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management*. 262:759-769

Candel-Pérez D, Linares JC, Viñegla B, Lucas-Borja ME (2012) Assessing climate growth relationships under contrasting stands of co-occurring Iberian pines along an altitudinal gradient. *Forest Ecology and Management* 274:48-57

DeSoto L, Olano JM, Rozas V, De la Cruz M (2009) Release of *Juniperus thurifera* woodlands from herbivore-mediated arrested succession in Spain. *Applied Vegetation Science* 13:1-11

Dobbertin M (2005) Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124: 319-333

Domínguez-Clavijo (2012) *Predicciones del crecimiento en abetos y pinos de la península ibérica bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático*. Proyecto Fin de Carrera (Licenciatura en Ciencias Ambientales). Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo de Olavide, Sevilla

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-induced multifactor decline of Scots Pine in the Pyrenees and potential vegetation change by the expansion of co-occurring oak Species. *Ecosystems* 13:978-991

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2011) Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought. *New Phytologist* 190:750-759

Gómez-Aparicio L, García-Valdes R, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414

González-Muñoz N, Linares JC, Castro-Díez P, Sass-Klaassen U (2014) Predicting climate change impacts on native and invasive tree species using radial growth and twenty-first century climate scenarios. European Journal of Forest Research. DOI 10.1007/s10342-014-0823-5.

Hampe A, Jump AS (2011) Climate Relicts: Past, Present, Future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 42:313-333

Hereş AM, Martínez-Vilalta J, Claramunt B (2012) Growth patterns in relation to drought-induced mortality at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in NE Iberian Peninsula. *Trees* 26:621–630

Herrero A, Rigling A, Zamora R (2013) Varying climate sensitivity at the dry distribution edge of *Pinus sylvestris* and *P. nigra*. *Forest Ecology and Management* 308: 50–61

Holmes RL (1983) Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:68-78

IPCC, 2000. Informe especial del IPCC. *Escenarios de emisiones. Grupo Intergubernamental de expertos sobre cambio climático*. Cambridge University Press, London

IPCC, 2007. *Climate change, fourth assessment report*. Cambridge University Press, London

Linares JC, Carreira JA (2009) Temperate-like stand dynamics in relict Mediterranean-fir (*Abies pinsapo*, Boiss.) forests from Southern Spain. *Annals of Forest Science* 66:610

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA, (2009) Interacting effects of climate and forest-cover changes on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2010) Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir Abies pinsapo. *Journal of Ecology* 98:592-603

Linares JC, Tíscar PA (2010) Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiology* 30:795-806

Linares JC, Tíscar PA (2011) Buffered climate change effects in a Mediterranean pine species: range limit implications from a tree-ring study. *Oecologia* 167:847-859

Linares JC, MV Ochoa y Carreira JA (2013) Efecto de entresacas de diversificación estructural. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. Los pinsapares (Abies pinsapo Boiss.) en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI. Capítulo 29, pp. 465-479. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) y Universidad de Córdoba. ISBN: 978-84-92807-74-1, 978-84-9927-137-8

Luterbacher J, Dietrich D, Xoplaki E, Grosjean M, Wanner H (2004) European seasonal and annual temperature variability, trends and extremes since 1500. *Science* 303:1499-1503

Matías L, Zamora R, Castro J (2011) Repercussions of simulated climate change on the diversity of woody-recruit bank in a Mediterranean-type ecosystem. *Ecosystems* 14: 672-682

Martín-Benito D, Heinrich I, Helle G, del Río M, Cañellas I (2010) Response of climate-growth relationships and water use efficieny to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *Forest Ecology and Management* 259: 967-975

Martín-Benito D, Kint V, del Río M, Muys B, Cañellas I (2011) Growth responses of West- Mediterranean *Pinus nigra* to climate change are modulated by competition and productivity: past trends and future perspetives. *Forest Ecology and Management* 262:1030-1040

Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M (2008) Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology* 14:2868-2881

Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, Barba J, Curiel Yuste J, Galiano L, Garcia N, Gómez M, Hereş AM, López BC, Lloret F, Poyatos R, Retana J, Sus J, Vayreda J, Vilà-Cabrera A (2012) Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 2: 15-21

Pasho E, Camarero JJ, de Luis M, Vicente-Serrano SM (2012) Factors driving growth responses to drought in Mediterranean forests. *European Journal of Forest Research* 131: 1797- 1807

Rodrigo FS, Esteban-Parra MJ, Pozo-Vázquez D, Castro-Díez Y (1999) A 500-year precipitation record in Southern Spain. *International Journal of Climatology* 19:1233-1253

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA (2012a) Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158–169

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2012b) Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change* 113:767–785

Tíscar PA, Linares JC. Large-scale regeneration patterns of *Pinus nigra* Subsp. *salzmannii*: poor evidence of increasing facilitation across a drought gradient. Forests. (2014); 5:1-20

Vicente-Serrano SM, Gouveia C, Camarero JJ, Beguería S, Trigo R, López-Moreno JI, Azorín-Molina C, Pasho E, Lorenzo-La cruz J, Revuelto J, Morán-Tejeda E, Sánchez-Lorenzo A (2013) Response of vegetation to drought time-scales across global land biomes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110: 52-57

R. Sánchez-Salguero*, R.M. Navarro-Cerrillo

Dept. Ingeniería Forestal, Laboratorio de Dendrocronología.-ERSAF. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, Crta. N-IV, km. 396, 14071 Córdoba, España

**Correo electrónico: rsanchez@uco.es*

20 La sequía y la gestión histórica como factores del decaimiento forestal en poblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* en el sur peninsular

Resultados clave

- La vulnerabilidad de las repoblaciones de pinos mediterráneos frente al actual cambio climático y las recurrentes sequías condicionan el crecimiento, el vigor y la persistencia a largo plazo de estos bosques frente a las masas naturales.

- Los niveles de defoliación y las reducciones en el crecimiento son mayores en la especie más vulnerable al colapso del xilema inducida por el déficit hídrico (*P. sylvestris*) que en la más resistente (*P. nigra*) y se deben sobretodo al aumento de la temperatura y la disminución de precipitaciones en primavera.

- El crecimiento de los árboles más defoliados es más sensible al déficit hídrico y a la competencia que los menos defoliados (por ausencia de una selvicultura adecuada).

- El diseño y ejecución de una selvicultura para la adaptación al cambio climático ha contribuido de forma significativa a mejorar la respuesta de estas masas al impacto derivado del rápido cambio en las condiciones climáticas.

Contexto

El cambio climático producirá un aumento de las temperaturas, una mayor frecuencia de sequías y un aumento de la variabilidad climática en muchas regiones del mundo, siendo acentuados sus efectos en la cuenca Mediterránea (IPCC 2007, 2013). En la actualidad se prevé que el cambio climático cause una frecuencia cada vez mayor de episodios de decaimiento forestal y mortalidad de los bosques, particularmente en zonas sometidas a estrés hídrico como la mediterránea (Allen et al. 2010). Dicha tendencia a una mayor aridez asociada al aumento del estrés hídrico puede inducir cambios fisiológicos que provocan una reducción del crecimiento, y en última instancia la muerte de los árboles (McDowell et al. 2008). Esta respuesta fisiológica se ha relacionado con síntomas de decaimiento y un incremento de la mortalidad en diversas especies forestales (Peñuelas et al. 2001), siendo estos efectos más acusados en aquellas poblaciones situadas en el límite sur de su distribución, como es el caso de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* (Dunald) Franco en la península ibérica (Martinez-Vilalta & Piñol 2002, Sánchez-Salguero et al. 2012 a,b).

En la península ibérica el área ocupada por pino silvestre es de 1.377.716 ha y aproximadamente 772.516 ha (56%) son áreas repobladas. En cuanto al pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold. subsp. *salzmannii* (Dunald) Franco), la superficie cubierta por esta especie es de 1.242.388 ha de las cuales 358.500 ha (31 %) son repobladas. Estas áreas repobladas se presentan como excelentes sistemas experimentales para entender la sensibilidad y la capacidad adaptativa al cambio climático de los ecosistemas forestales españoles, ya que se trata de bosques con una variabilidad estructural y genética menor que los bosques naturales (Helama et al. 2008).

Es previsible que estas poblaciones meridionales sean especialmente susceptibles al creciente estrés climático y se vean afectadas por el aumento de densidad en los bosques debido al abandono de la gestión rural o a la falta de tratamientos selvícolas adecuados en las masas artificiales, así como el descenso en el manejo histórico de las masas naturales (Linares & Tiscar 2010, Camarero et al. 2011). A pesar de la importancia ecológica y económica, y su extensión, se ha evaluado escasamente el efecto diferencial del clima y la gestión pasada (entendida como competencia) sobre el decaimiento de

repoblaciones en contraste con bosques naturales en el límite sur de Europa.

Ante el actual escenario de cambio climático, la selvicultura parece ser particularmente relevante para asegurar la viabilidad futura de muchas repoblaciones de pinos en la cuenca del Mediterráneo debido a su amplia extensión (Allué 1995; Bravo 2007). Resultados recientes sobre la respuesta del crecimiento al clima en poblaciones de diversas especies de pinos en la península ibérica (Andreu et al. 2007, Martínez-Vilalta et al. 2008) muestran que el aumento de la variabilidad climática podría conducir a un aumento de los episodios de decaimiento, especialmente en las repoblaciones ibéricas situadas en límite sur de distribución (Sánchez-Salguero et al. 2013).

Comúnmente se ha considerado la hipótesis de un decaimiento secuencial basado en múltiples factores (Manion 1981): (1) "factores de predisposición" que exponen a los árboles a un estrés prolongado (por ejemplo, suelos rocosos y superficiales en sitios xéricos, altas densidades de plantación) y aumentan la susceptibilidad de los árboles frente a (2) factores estresantes que actúan a corto plazo, conocidos como "factores de incitación" (p.ej., sequías extremas), y que dan paso a (3) los "factores de contribución" (p.ej., plagas), que contribuyen a la mortalidad final del arbolado. A pesar de la aceptación general de este modelo conceptual, el soporte empírico es relativamente débil debido a que los estudios sobre decaimiento inducido por sequía raramente analizan la importancia relativa de la amplia variedad de factores que están potencialmente implicados ni sus interacciones. Este es particularmente el caso en los estudios del decaimiento de las repoblaciones forestales mediterráneas de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* (Sánchez-Salguero et al. 2010, 2012 a,b, 2013).

En estos trabajos se cuantificaron los efectos de la sequía sobre el crecimiento (usando anillos de crecimiento) y el vigor del arbolado (expresado como defoliación) de dos especies de pino (*P. sylvestris, P. nigra*) con contrastada vulnerabilidad frente al estrés hídrico en repoblaciones del sureste de la península ibérica a escala local (Sierra de Los Filabres). También se compararon repoblaciones y masas naturales de *P. nigra* a escala regional (Andalucía), utilizando la defoliación como un indicador reciente del vigor (Dobbertin 2005). La comparación entre los dos tipos de masas ayuda a revelar patrones de respuesta en las repoblaciones a las nuevas condiciones climáticas. Los objetivos son: (*i*) cuantificar los cambios recientes de crecimiento radial mediante dendrocronología; (*ii*) evaluar si el crecimiento de los individuos más defoliados es más sensible al clima que el de los individuos menos defoliados, y si además las repoblaciones son más sensibles que las masas naturales; (*iii*) identificar los principales factores abióticos que puedan estar causando el decaimiento forestal; y (*iv*) cuantificar la relación de estos factores con la defoliación y el crecimiento. Para ello se utilizaron datos climáticos, dendrocronología, evaluaciones visuales de defoliación y datos de inventario tomados en campo. Estos datos se analizaron para cuantificar las respuestas del crecimiento y el vigor de estas especies a la estructura del bosque, las condiciones del sitio (intensidad de competencia-densidad) y la sequía en la vulnerabilidad al decaimiento forestal.

Figura 1

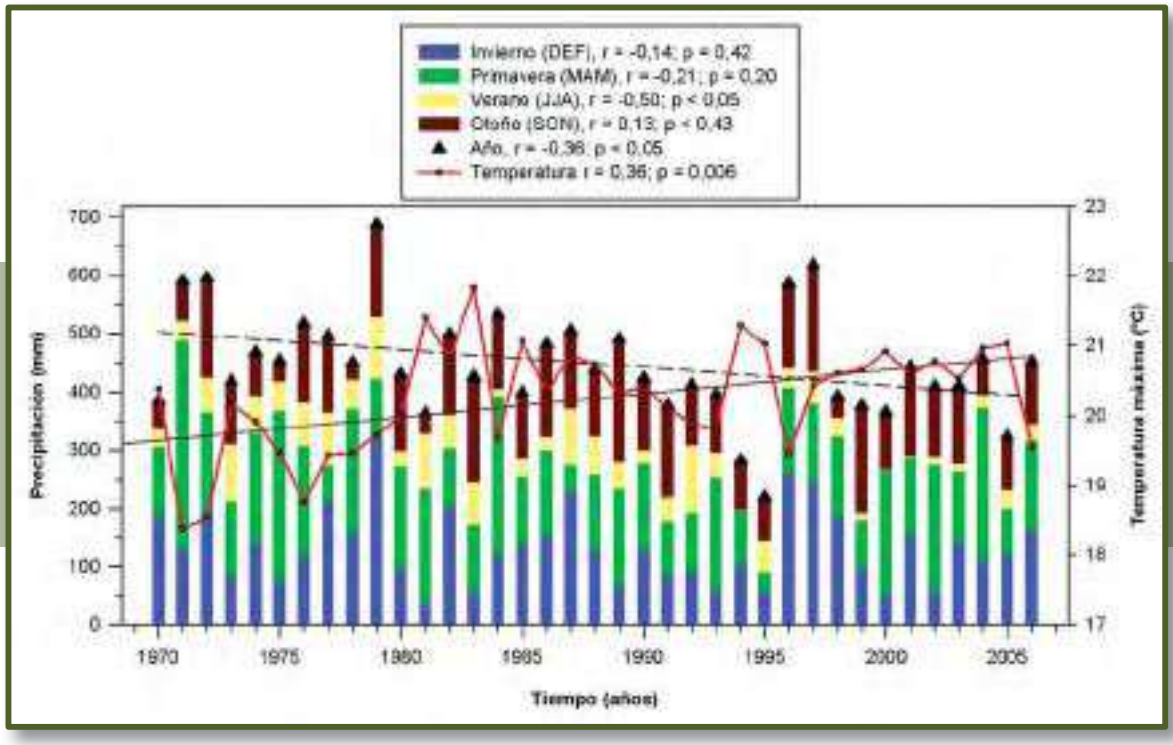


Figura 1. Evolución reciente de la precipitación estacional (barras) y anual (triángulos) y de la temperatura media de las máximas (línea con puntos) en la Sierra de Filabres basada en la serie local climática elaborada (se muestran los coeficientes de correlación y su probabilidad asociada para cada estación del año y para la serie anual; los coeficientes significativos se indican en negrita). Las regresiones lineales indican tendencias opuestas para la precipitación anual (línea discontinua) y para la temperatura máxima (línea continua).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c).

Resultados y discusión

Las tendencias climáticas predisponen al decaimiento

El análisis de las series climáticas a escala local y regional disponibles para la zona oriental de Andalucía permite detectar un aumento significativo de la temperatura media máxima en el sureste peninsular y descensos significativos de las precipitaciones primaverales y otoñales durante el siglo XX (de Luis et al. 2010) (Figura 1). La estacionalidad de las precipitaciones se ha modificado a lo largo de este periodo, pasando de una distribución en la cual el patrón era fundamentalmente primaveral, a una situación en la que las precipitaciones otoñales son cada vez más importantes (Figura 1), lo cual afecta directamente al crecimiento del arbolado y a su vigor. Como consecuencia de este cambio en la distribución estacional de precipitaciones para el periodo analizado, la intensidad de la aridez al comienzo del periodo vegetativo ha aumentado significativamente,

Figura 2

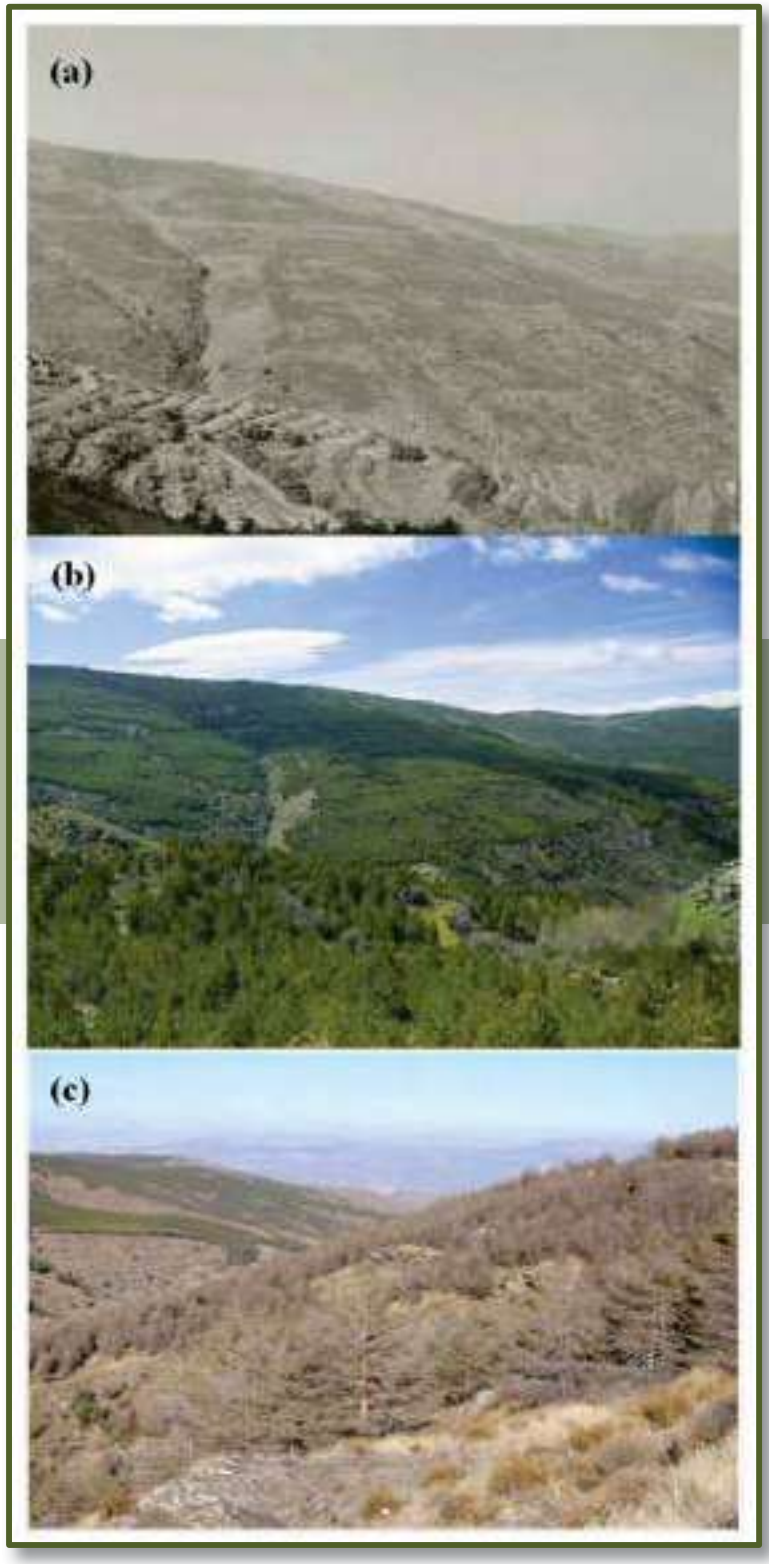


Figura 2. Repoblaciones de pino en Filabres (a, 1962, b, 2001) y (c) síntomas de decaimiento reciente de *P. sylvestris* con abundantes árboles defoliados y muertos (2006).

Fuente: a) y b) Fototeca INIA, y extraída de c) Navarro-Cerrillo et al. (2007).

lo que indica un mayor déficit hídrico. Esta situación fue muy patente en las sequías extremas de 1994-1995, 1999 y 2005, que representan el 5% de los valores más bajos de déficit hídrico desde 1950. El aumento de las sequías extremas junto con el calentamiento climático afecta en mayor medida a las poblaciones ubicadas cerca de su límite xérico natural, produciendo en ocasiones fenómenos de decaimiento y mortalidad (Camarero et al. 2004, Sánchez-Salguero et al. 2012a,b) (Figura 2).

Variables impulsoras del aumento de vulnerabilidad al cambio climático

Las repoblaciones de *P. sylvestris* y *P. nigra* del sureste peninsular están experimentando un proceso grave y acelerado de decaimiento que afecta de forma generalizada a ambas especies, pero de manera más acusada a *P. sylvestris*, especie que muestra el mayor nivel de defoliación reciente en los estudios locales realizados (Navarro-Cerrillo et al. 2007, Sánchez-Salguero et al. 2012a,b) (Figura 2). Estos procesos de decaimiento ocurren en diversas especies de pino sin presencia de patógenos primarios directamente implicados. Afectando a localidades diferentes sugiriendo que el estrés climático junto con la excesiva competencia (por falta de tratamientos selvícolas), son los principales responsables de la pérdida de vigor, aumento de defoliación y el declive del crecimiento radial.

Los análisis correlacionales entre el crecimiento y la defoliación indican que la competencia entre árboles y el clima, en concreto eventos extremos y recurrentes de sequía, son los factores de predisposición más importantes del decaimiento estudiado en repoblaciones forestales. El aumento del estrés hídrico observado en las masas del límite xérico natural puede tener efectos notables en el crecimiento. Los resultados de los análisis a escala regional mostraron una mayor vulnerabilidad a la aridificación del clima en las repoblaciones que en las masas naturales, debido a la mayor competencia por los recursos hídricos asociado a su alta densidad. Estas densidades son debidas a la falta de tratamientos selvícolas históricos como clareos tempranos o claras que influyen en el crecimiento y en el desarrollo de las repoblaciones (Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 3). La ausencia de una selvicultura adecuada y adaptada al cambio climático, junto con la disminución de las precipitaciones de primavera y principios de verano han mostrado ser los principales responsables de la respuesta diferencial observada entre repoblaciones con presencia de procesos de decaimiento y masas naturales localizadas en el sudeste ibérico (Herrero et al. 2013a, Sánchez-Salguero et al. 2012b, 2013).

Las series de crecimiento, expresadas como incremento de área basal (IAB), mostraron tendencias similares de crecimiento en ciertos años ya sea como aumentos (1992, 1997) o como declives, que fueron especialmente bruscos en 1994-1995, 1999 y 2005 coincidiendo con años de acusado déficit hídrico (Figura 4). Desde finales de la década de 1990-1999 se apreciaron divergencias de crecimiento entre árboles con defoliación reciente superior o inferior al 50% de la copa, aunque en el caso de *P. sylvestris* las divergencias se observaron desde el comienzo de las series. La divergencia de crecimiento entre árboles poco y muy defoliados ha sido mucho mayor en el caso de *P. sylvestris* que en el de *P. nigra*. En el análisis regional se observo una divergencia entre el crecimiento de masas repobladas y naturales (Sánchez-Salguero et al. 2013).

El crecimiento radial en las dos especies estudiadas presentó una relación significativa y positiva con las precipitaciones de mayo y junio del año de formación del anillo, y negativa con las temperaturas del mismo periodo (Figura 5). El crecimiento de ambos pinos estuvo relacionado de forma positiva con la precipitación de enero y marzo. El crecimiento de los árboles más defoliados respondió más al estrés hídrico que el de los árboles menos defoliados para ambas especies, siendo la diferencia mayor en el caso de *P. sylvestris* que en el de *P. nigra* (Figura 4).

En general, el efecto de la temperatura sobre el crecimiento de ambas especies fue negativo, pero este efecto debe evaluarse respecto a la disponibilidad de agua, ya que durante años húmedos las temperaturas más altas pueden provocar un mayor crecimiento,

Figura 3

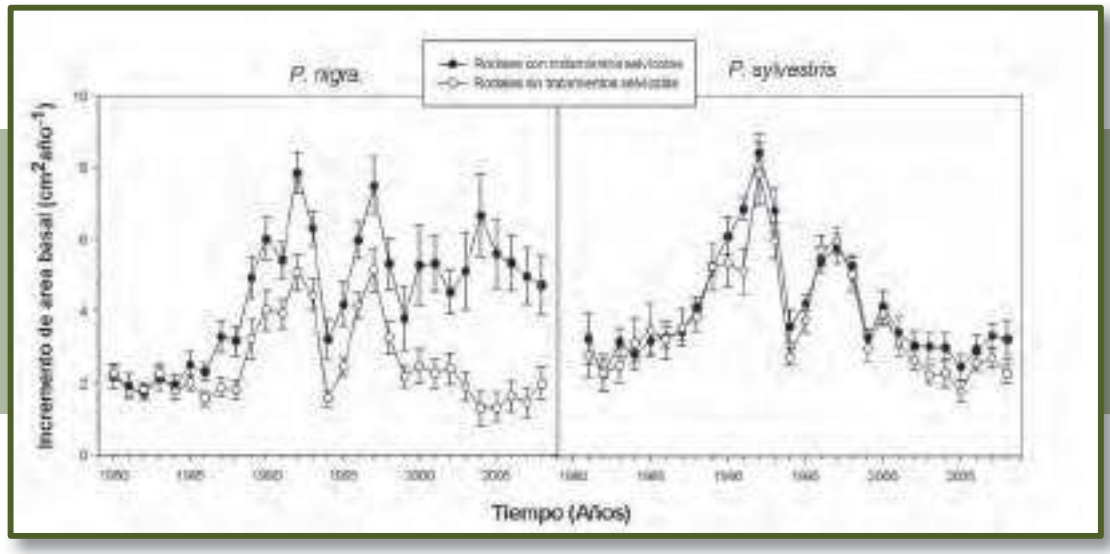


Figura 3. Evolución de crecimiento radial medio (incremento del área basal) de rodales en la Sierra de Los Filabres de *P. sylvestris* y *P. nigra* en función del tratamiento selvícola histórico. Se muestran las series medias y el error estándar.

Fuente: Guada (2010).

Figura 4

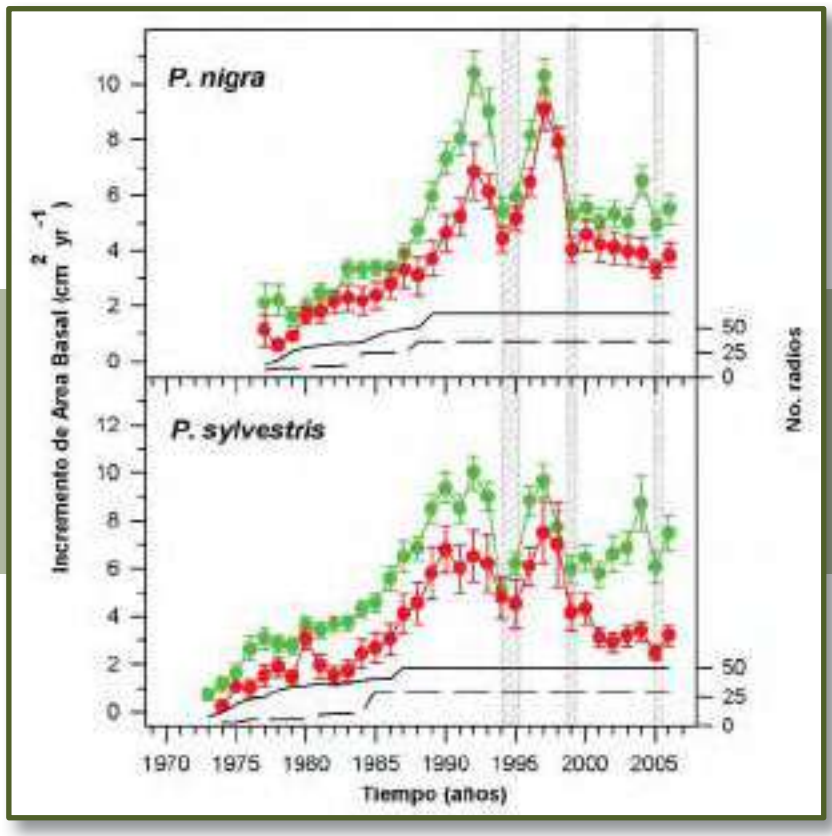


Figura 4. Tendencias del incremento de área basal (IAB) observado (líneas con puntos) en las dos especies estudiadas en Filabres agrupadas por categorías de daño; árboles con baja defoliación (S, sano; defoliación < 50%) (línea verde) o alta defoliación (D, dañados; defoliación ≥ 50%) (línea roja). Las barras verticales rayadas indican los años de mayor déficit hídrico durante la segunda mitad del s. XX (1994, 1995, 1999 y 2005). La escala de la derecha muestra el número anual de radios medidos para árboles con baja (líneas continuas) y alta defoliación (líneas discontinuas). Las barras de error corresponden al error estándar.

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

Figura 5

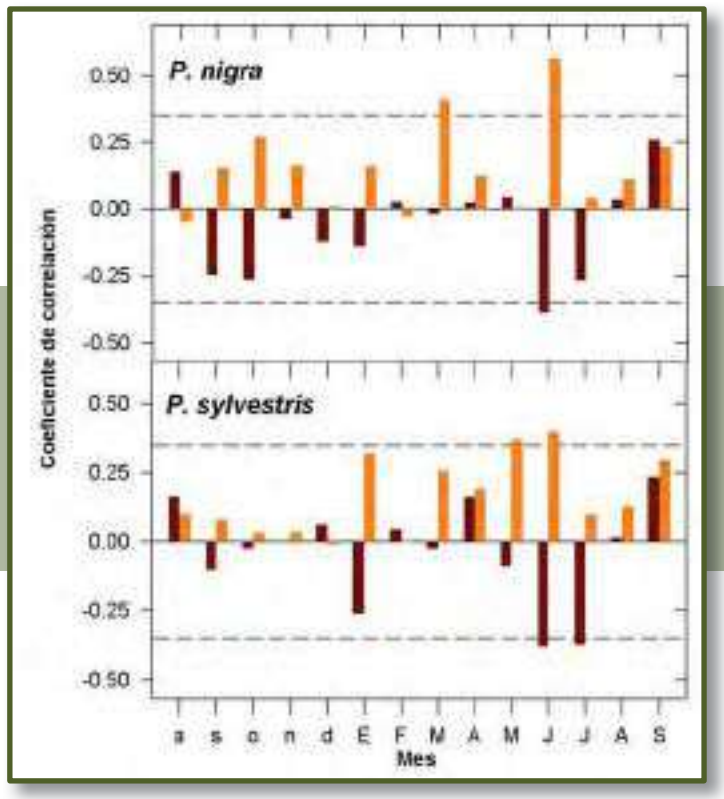


Figura 5. Relaciones entre clima y crecimiento radial (índices residuales de crecimiento) para todas las series de las dos especies de pino estudiadas en las Sierra de Filabres. Las variables climáticas mensuales usadas fueron la temperatura media (T –barras rojas–) y la precipitación acumulada (P –barras naranjas–). Se correlacionó el crecimiento con variables climáticas del año previo (meses abreviados con letras minúsculas) y actual o de formación del anillo (meses abreviados con letras mayúsculas). Las líneas discontinuas horizontales indican el nivel de significación ($P < 0.05$).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

mientras que lo contrario puede ocurrir durante los años secos. El aumento de la demanda hídrica inducido por temperaturas más elevadas puede explicar el impacto de la evapotranspiración de verano sobre el crecimiento radial (Vilà-Cabrera et al. 2011).

En el caso del crecimiento radial de masas naturales frente a repoblaciones presentó una relación significativa y positiva con las precipitaciones de mayo y junio del año de formación del anillo (Figura 6), siendo esta relación mayor en repoblaciones que en masas naturales, mientras que la temperatura de junio presentó una relación significativa y negativa con el crecimiento sólo en repoblaciones (Sánchez-Salguero et al. 2013).

Concretamente, el estrés hídrico inducido por sequías extremas parece ser el principal desencadenante climático del episodio de decaimiento observado en el sur peninsular por diversas razones:

- El *P. sylvestris* es la especie más afectada, lo que concuerda con su mayor vulnerabilidad a episodios de colapso del sistema hidráulico conductor, inducidos por estrés hídrico en comparación con *P. nigra* (Martínez-Vilalta et al. 2004, Herrero et al. 2013b).

- Las zonas más afectadas son las que muestran menor disponibilidad hídrica, lo que indica que la respuesta del crecimiento y la mortalidad al creciente estrés climático se verán intensamente afectadas en localidades del límite sur seco (Martínez-Vilalta & Piñol 2002).

- La divergencia en el crecimiento radial entre árboles poco defoliados y muy defoliados en el caso de *P. sylvestris* se ha acentuado después de sequías extremas (1994-1995, 1999).

- El crecimiento de *P. sylvestris* en la zona de estudio depende en gran medida de la precipitación recibida en mayo y junio, meses que han mostrando un notable descenso de precipitación en el sur peninsular (Fernández-Cancio et al. 2011, Camarero et al. 2012).

Dentro de esta relación directa entre la defoliación y el crecimiento en los árboles y en el caso de bosques o rodales mostrando elevados niveles de competencia cabe indicar que los árboles más defoliados fueron los más propensos a presentar mayor mortalidad, especialmente en el caso de *P. sylvestris*. En España se han registrado resultados similares en estudios sobre el efecto de la competencia en la supervivencia de los árboles (Bravo-Oviedo et al. 2006, Jump et al. 2006, Galiano et al. 2010).

Las razones expuestas sugieren que las sequías extremas de 1994-1995 y 1999, junto con las condiciones de alta competencia desencadenaron y predispusieron (*sensu* Manion, 1981), respectivamente, al decaimiento de las repoblaciones de pinos. La mayor sensibilidad al estrés hídrico de *P. sylvestris* frente a *P. nigra,* y las condiciones climáticas mediterráneas continentales con tendencia a la aridez del sudeste peninsular también propiciaron el citado decaimiento.

Figura 6

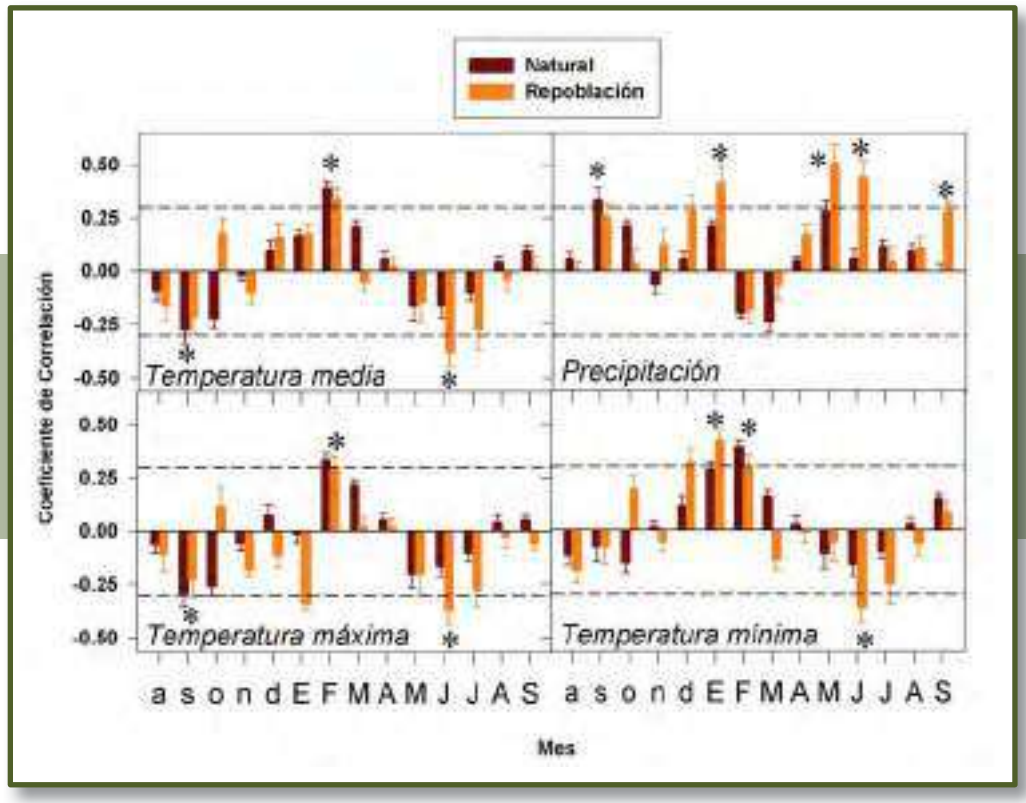


Figura 6. Relaciones entre clima y crecimiento radial (índices residuales de crecimiento) para masas naturales (barras rojas) y repobladas (barras naranjas) de *P. nigra*. Se correlacionó el crecimiento con variables climáticas de los años previo (meses abreviados con letras minúsculas) y actual o de formación del anillo (meses abreviados con letras mayúsculas). Las líneas discontinuas horizontales indican el nivel de significación ($p < 0,05$).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2013).

Relaciones entre la gestión histórica, el clima y el decaimiento en repoblaciones

La península ibérica ha sido históricamente objeto de una gestión forestal bajo diferentes intensidades de manejo entre masas naturales y repobladas, por lo que era previsible que existiera una interacción entre la estructura de la masa forestal, las relaciones clima-crecimiento observadas y la vulnerabilidad de estas poblaciones a fenómenos de decaimiento forestal (Camarero et al. 2011). En este sentido, los resultados mostrados confirman que el aumento de episodios de sequías extremas y el incremento de las temperaturas, en interacción con el manejo histórico - evaluado como la densidad actual de las masas forestales - ha afectado diferencialmente a los bosques naturales y plantados de *P. nigra* y *P. sylvestris* en el límite xérico de la especie (Sánchez-Salguero et al. 2012a,b, 2013).

Ante un proceso de decaimiento forestal, en el que han intervenido factores de incitación (sequías extremas encadenadas) en sinergia con factores previos de predisposición (elevada competencia), la vulnerabilidad de las masas repobladas será mayor que las naturales como consecuencia del manejo histórico diferencial (Sánchez-Salguero et al. 2013). Es necesario generalizar este tipo de estudios para comprobar si este modelo conceptual puede ser aplicable a otras masas naturales y artificiales en áreas mediterráneas, especialmente en las abundantes repoblaciones bajo riesgo climático (Figura 7).

Estos resultados proporcionan un apoyo adicional a los estudios sobre la vulnerabilidad al decaimiento forestal causado por sequías severas en los límites de tolerancia climáticos y en condiciones de alta competencia (Macias et al. 2006, Lloret 2012). Resultados similares se han obtenido en el caso de bosques de *P. nigra* no gestionados o con elevadas densidades y competencia (Palahí y Grau 2003; Martín-Benito et al. 2010). La importancia de una gestión forestal sostenible, a través de una selvicultura adaptada al cambio climático que adecúe la espesura de las masas forestales repobladas, podría mitigar los efectos del cambio climático en las zonas más vulnerables del sur peninsular (Millar et al. 2007, Gómez-Aparicio et al. 2011, Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 3).

Además, estos resultados muestran que la relación entre los factores de estrés implicados en los procesos de decaimiento forestal es compleja, y puede involucrar a una amplia gama de variables (Sánchez-Salguero et al. 2012b, 2013) (Figura 7). En el sudeste de España, las repoblaciones de las dos especies de pino estudiadas no han sido capaces de aclimatarse a las nuevas condiciones más secas y calurosas durante el siglo XX, especialmente en el caso de repoblaciones de pino silvestre que se encuentran cerca de los bosques más meridionales de la distribución natural de la especie (Figura 8). Nuestros resultados proporcionan apoyo adicional a los estudios previos que muestran la alta vulnerabilidad frente a la sequía de los bosques de coníferas situados cerca de los límites geográficos meridionales de distribución y en condiciones climáticas xéricas como el pino silvestre o el abeto (Macías et al. 2006).

Figura 7

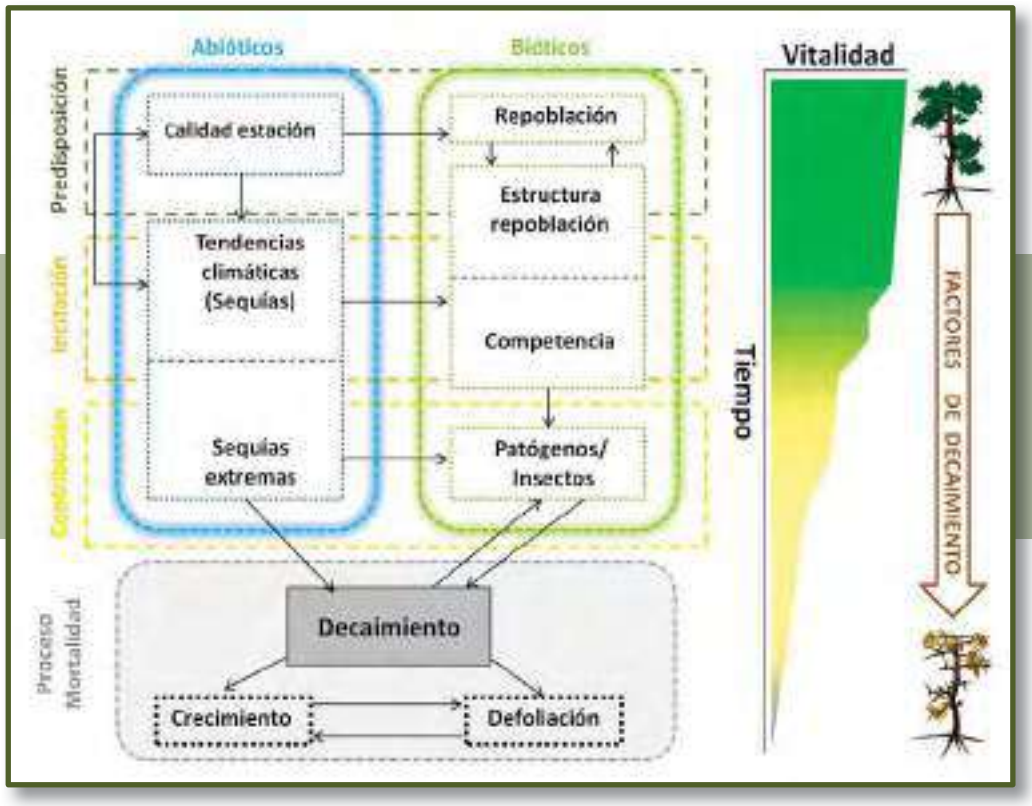


Figura 7. Modelo conceptual de decaimiento forestal en repoblaciones forestales de pinos que soportan múltiples factores abióticos y bióticos de estrés.

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c).

Las investigaciones realizadas en masas artificiales de *Pinus sylvesytris* y *P. nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería) han contribuido a reforzar la asociación esperada entre el decaimiento -aumento de la defoliación y de la mortalidad-, las condiciones climáticas de primavera y verano y la competencia entre individuos, factores previamente relacionados con procesos de decaimiento en otros bosques mediterráneos (Linares et al. 2012).

Recomendaciones para la adaptación

Los cambios climáticos detectados en las sierras del sudeste ibérico han afectado de manera diferencial a masas naturales y repobladas de *P. nigra* y *P. sylvestris*. Las repoblaciones han experimentado mayores reducciones en el crecimiento durante los episodios de sequías severas que las masas naturales en condiciones similares, mostrando las últimas una recuperación más rápida del crecimiento tras eventos de

Figura 8

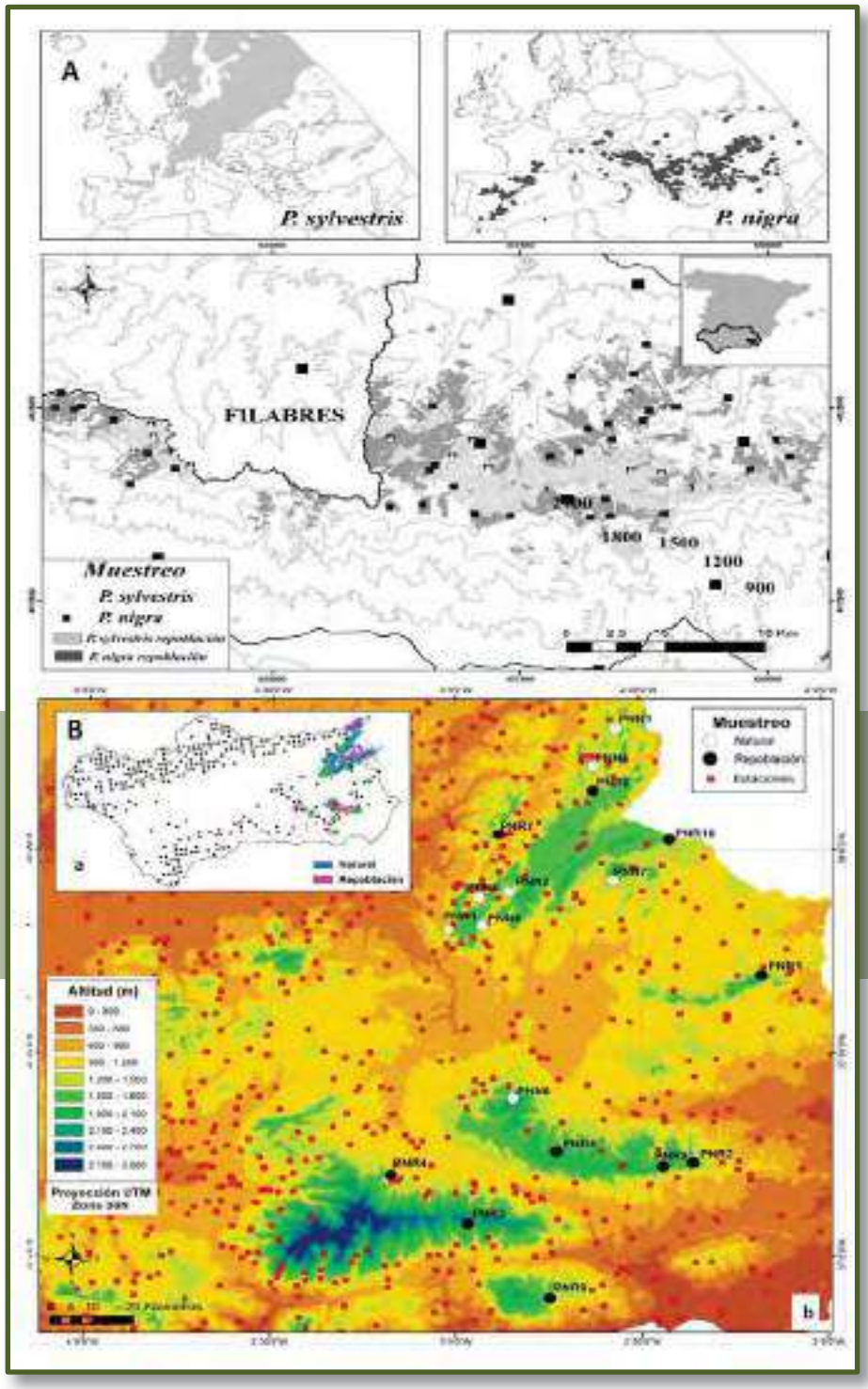


Figura 8. (A) Área de estudio, sitios de muestreo (triángulos y cuadrados pequeños) y estaciones meteorológicas próximas (cuadrados grandes) situadas en la zona de la Sierra de Los Filabres. Los mapas superiores muestras la distribución de cada especie en Europa y el inferior la zona de estudio en el sudeste de España. (B) Red de Equilibrios Biológicos de Andalucía y distribución de masas naturales y repobladas en Andalucía (a), parcelas seleccionadas (círculos negros repoblaciones, círculos blancos naturales) y las estaciones meteorológicas locales (cuadrados rojos) que se utilizan para derivar las series locales de clima (b).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c, 2013).

sequía. Esta respuesta indica una mayor vulnerabilidad a fenómenos de decaimiento de las masas repobladas frente a las naturales en las condiciones más cálidas y secas pronosticadas para la región Circum-Mediterránea.

Los modelos de decaimiento representan una valiosa contribución para el desarrollo de directrices propias de una selvicultura adaptativa a los efectos del cambio climático, que deberían tenerse en cuenta e incorporarse en la ordenación de este tipo de ecosistemas forestales. Algunas de las actividades selvícolas que podrían recomendarse en el marco de una selvicultura adaptativa al cambio climático, serían:

- Elaborar programas selvícolas (clareos y claras) que promuevan masas menos densas, con estructuras de clases diamétricas más equilibradas y sistemas forestales con mayor diversidad de especies que mejoren la resiliencia de estos sistemas frente a condiciones climáticas extremas.
- Control preventivo de enfermedades y plagas forestales que puedan actuar como detonantes de procesos de decaimiento forestal.
- Integrar una selvícultura adaptativa a los efectos cambio climático en los planes de ordenación de montes en el caso de masas sensibles.
- Promover la diversidad genética de las masas mediante el uso de genotipos mejor adaptados al cambio climático.
- Establecer sistemas sencillos de parcelas de control en áreas sensibles (Red Nacional y Autonómica de Seguimiento de Bosques, Inventario Forestal Nacional, Redes locales de parcelas de seguimiento, etc.) que controlen los patrones de crecimiento de las masas, para describir la evolución y caracterizar las medidas de adaptación a realizar.

Al mismo tiempo, es necesario recuperar la importancia de la selvicultura tradicional, a través de los tratamientos orientados a adecuar la espesura de las masas, y las actividades de aprovechamiento sostenible, para mitigar los efectos del cambio climático en repoblaciones de alta densidad muy abundantes en zonas de España con creciente estrés hídrico (Figura 3).

Material suplementario

Especies y zona de estudio

Los trabajos se realizaron a dos escalas, la local que incluye las repoblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* situadas en la sierra de Los Filabres (37º 22' N, 2º 50' W, altitud entre 300-2186 m s.n.m) (Figura 8). El clima de la Los Filabres es mediterráneo continental con tendencia a semiárido, con precipitaciones medias anuales de 320 mm a 1000 m de altitud (con un incremento de +10 mm por cada 100 m de altitud ascendidos) durante el periodo 1940-2009 (Figura 1). Las temperaturas medias anuales estimadas a 1000 m de altitud fueron 13,1º C. Los suelos dominantes son regosoles y la topografía está caracterizada por pendientes elevadas, habitualmente superiores al 35% (Lucdeme 2004). Y la escala regional (Andalucía) de trabajo donde se compararon masas naturales y repobladas de *P. nigra* incluidas en la Red de Equilibrios Biológicos (REB) de Andalucía (Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 8).

En el área de estudio se repoblaron ambas especies de pinos en la década de 1970-1979 usando semillas del sur y centro de España en el caso de *P. sylvestris* y *P. nigra*, respectivamente. Posteriormente se han realizado tratamientos selvícolas (claras por lo bajo y mixtas) en dichas repoblaciones. Los datos estructurales de la zona de estudio se muestran en las Tabla 1.

Muestreo y métodos dendrocronológicos

El trabajo a escala local se realizó un muestreo estratificado por especie y grados de decaimiento distribuido por la totalidad de repoblaciones presentes siguiendo la malla de inventario sistemático existente para los montes ordenados (IFN II 1995) (Figura 8). Los árboles seleccionados correspondían a individuos representativos de cada clase de daños y estaban localizados dentro de la masa, es decir a más de 100 m del borde de la repoblación. Para cada árbol se estimó su tamaño (diámetro a 1,3 m, altura total) y su defoliación (%) de copa (Tabla 1) y se tomaron datos adicionales a nivel del sitio. Basándonos en análisis preliminares, los árboles se agruparon en dos clases de decaimiento o categorías de daño atendiendo a su defoliación: árboles con un nivel de defoliación inferior o superior al 50 % de la copa, respectivamente, distinguiendo dos clases de daño: árboles con baja defoliación (S, sano; defoliación < 50%) o alta defoliación (D, dañados; defoliación ≥ 50%) (Dobyshev et al. 2007). Esta hipótesis fue apoyada por los datos fisiológicos de conductancia estomática y

Tabla 1. Datos medios de los árboles muestreados en la Sierra de los Filabres y cuyas series de crecimiento se analizaron mediante métodos dendrocronológicos para árboles sanos (S, defoliación < 50%) y dañados (D, defoliación ≥ 50%) considerando las dos especies estudiadas. Se muestran las medias ± error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0.05) entre clases de defoliación según el test de Mann-Whitney; su ausencia indica diferencias no significativas.

Categorías de daño	Número de árboles (radios)		Diámetro a 1,3 m (cm)		Altura (m)		Defoliación (%)	
Especies	*P. sylvestris*	*P. nigra*	*P. sylvestris*	*P. nigra*	*P. sylvestris*	*P. nigra*	*P. sylvestris*	*P. nigra*
S	25 (50)	32 (64)	17,7 ± 0,5a	16,7 ± 0,5a	8,2 ± 0,3	7,8 ± 0,3	16,3 ± 2,3a	20,0 ± 1,5a
D	15 (30)	18 (36)	15,2 ± 0,7b	14,4 ± 0,5b	7,3 ± 0,3	7,1 ± 0,4	68,0 ± 6,4b	63,0 ± 4,4b

Fuente: Modificado de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

potencial hídrico que fueron significativamente menores en árboles defoliados (D) que en los no defoliados (S) en ambas especies (Hernández-Clemente et al. 2011).

Para cada árbol se obtuvo una sección a 1,3 m de altura que se secó y lijó con lijas de grano sucesivamente más fino hasta distinguir los anillos de crecimiento. Posteriormente las secciones fueron escaneadas y digitalizadas. Se seleccionaron dos radios por sección en direcciones opuestas y perpendiculares a la máxima pendiente de la ladera donde estaba el árbol para evitar la presencia de madera de reacción. Las muestras se dataron visualmente mediante el reconocimiento de anillos característicos (Yamaguchi 1991). Se midieron los anillos anuales de crecimiento en las muestras ya sincronizadas (180 radios medidos en 90 discos para el periodo 1978-2006) con una resolución de 0,01 mm usando el sistema de medición semi-automática WinDendro™ (Regents Co., Canada).

Y para el estudio a escala regional se muestrearon 18 parcelas de la REB donde *P. nigra* era la especie dominante (al menos 14 de los 24 árboles presentes eran *P. nigra*). De esta selección se obtuvieron 10 masas de repoblación y 8 de masas naturales distribuidas en Andalucía (Figura 8). En cada una de las parcelas seleccionadas se realizaron evaluaciones anuales del estado de las copas para el período 2000-2010, daños recientes (p.ej., defoliación por insectos, sequías o heladas) y se midieron variables de crecimiento (altura, DAP - diámetro medido a 1,3 m) cada cinco años. Se excluyeron de los análisis los árboles suprimidos y con daños físicos debido a las tormentas, viento o nieve.

En cada parcela se extrajeron muestras de crecimiento a 12 árboles representativos distribuidos uniformemente. Para cada árbol se obtuvieron dos cores con barrena de Pressler, perpendiculares a la máxima pendiente a 1,3 m de altura. Se midieron los anillos anuales de crecimiento en las muestras ya sincronizadas con una resolución de 0,001 mm usando el sistema de medición semiautomática LINTAB™ (Rinntech, Heidelberg, Alemania).

Una vez elaboradas las series brutas de crecimiento se evaluó su datación visual mediante el programa COFECHA (Holmes 1983). Se calculó el incremento de área basal (IAB) usando esta fórmula IAB $= \pi (R^2_t - R^2_{t-1})$, donde R es el radio del árbol y t es el año de formación del anillo, y asumiendo que las secciones de los troncos eran circulares. Se obtuvieron series medias de IAB para cada individuo, categoría de daño y especie (Sánchez-Salguero et al. 2012a, 2013). Finalmente, se construyeron cronologías de índices residuales de crecimiento para cada especie eliminando las tendencias de crecimiento a largo plazo y la autocorrelación temporal anual, mediante ajustes de funciones exponenciales negativas con el programa ARSTAN (Cook 1985).

Las relaciones entre crecimiento radial y clima se evaluaron usando las cronologías medias residuales de índices de crecimiento y las series climáticas locales para cada parcela de temperatura media, máxima y mínima, y precipitación total. La relación crecimiento-clima se cuantificó calculando coeficientes de correlación de *Pearson* entre los índices de crecimiento y los datos climáticos mensuales. La ventana de análisis de la correlación crecimiento-clima incluyó desde agosto del año anterior al de crecimiento hasta septiembre del año de formación del anillo, debido a que el crecimiento radial está también influenciado por el clima del año anterior al de formación del anillo (Fritts 1976). Estos análisis se realizaron usando el programa DENDROCLIM 2002 (Biondi & Waikul 2004).

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Allué, J.L. (1995) El cambio climático y los montes españoles. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 2:35-64

Andreu L, Gutiérrez E, Macias M, Ribas M, Bosch O, Camarero JJ. (2007) Climate increases regional treegrowth variability in Iberian pine forests. *Global Change Biology* 13:804-815

Biondi F, Waikul K (2004) DENDROCLIM2002: a C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers and Geosciences* 30:303-311

Bravo F (2007) *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural

Bravo-Oviedo A, Sterba H, del Río M, Bravo F (2006) Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management* 222: 88-98

Camarero JJ, Corcuera L, Peñuelas J, Gil-Pelegrín E (2004) Cambio global y decaimiento del bosque. En: Valladares, F. (Ed.), Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 397-423

Camarero JJ, Bigler CJ, Linares JC, Gil-Peregrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology Management* 262:759-769

Camarero JJ, Sangüesa Barreda G, Alla AQ, González de Andrés E, Maestro Martínez M, Vicente-Serrano SM (2012) Los precedentes y las respuestas de los árboles a sequías extremas revelan los procesos involucrados en el decaimiento de bosques mediterráneos de coníferas. *Ecosistemas* 21:22-30

Candel-Pérez D, Lucas-Borja ME, Linares JC (2012) Predicciones del crecimiento en poblaciones de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmanii*) bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático. *Ecosistemas* 21: 41-49

Cook ER (1985) A time series analysis approach to tree-ring standardization. University of Arizona, Tucson, DS Thesis

de Luis M, Brunetti M, Gonzalez Hidalgo JC, Longares LA, Martin Vide J (2010) Changes in seasonal precipitation in the Iberian Peninsula during 1946-2005. *Global and Planetary Change* 74:27-33

Dobbertin M (2005) Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124:319-333

Drobyshev I, Linderson H, Sonesson K (2007) Relationship Between Crown Condition and Tree Diameter Growth in Southern Swedish Oaks. *Environmental Monitoring Assessment*. 128: 61-73.

Fernández-Cancio A, Navarro-Cerrillo RM, Sánchez-Salguero R, Fernández Fernández R, Manrique Menéndez E (2011) Phytoclimatic suitability of Scots pine plantations (*Pinus sylvestris* L.) at Sierra de los Filabres (Almería). *Ecosistemas* 20 (1):124–144.

Fritts HC (1976) Tree Rings and Climate. Academic Press, New York

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-Induced Multifactor Decline of Scots Pine in The Pyrenees and Potential Vegetation Change by the Expansion of Co-ocurring Oak species. *Ecosystems* 13:978-991

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F. 2011. Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 year after a drought episode. *New Phytologist* 190:750-759

Gómez-Aparicio L, García-Valdes R, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414

Guada G (2010) Respuesta del crecimiento secundario de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arnold a un episodio de decaimiento forestal en la Sierra de los Filabres. Trabajo Profesional Fin de Carrera. ETSIAM.Universidad de Córdoba, Córdoba

Helama S, Salminen H, Timonen M, Varmola M (2008) Dendroclimatological analysis of seeded and thinned Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands at the coniferous timberline. *New Forests* 35:267-284

Hernandez-Clemente R, Navarro-Cerrillo RM, Suarez L, Morales F, Zarco-Tejada PJ (2011) Assessing structural effects on PRI for stress detection in conifer forests. *Remote Sensing and Environment* 115:2360-2375

Herrero A, Rigling A, Zamora R (2013a) Varying climate sensitivity at the dry distribution edge of *Pinus sylvestris* and *P. nigra*. *Forest Ecology and Management* 308:50-61

Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI (2013b) Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173:1613-24

Holmes RL (1983) Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:68-78

IPCC (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J (2006) Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174

Linares JC, Pazo Sarria R, Taïqui L, Camarero JJ, Ochoa V, Lechuga V, Seco JI, Viñegla B, Sangüesa G, Gilarte P, Merino J (2012) Efectos de las tendencias climáticas y la degradación del hábitat sobre el decaimiento de los cedrales (*Cedrus atlantica*) del norte de Marruecos. *Ecosistemas* 21:7-14

Linares JC, Tíscar PA (2010) Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiologist* 30:795-806

Lloret F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de los ecosistemas terrestres frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90

Lucdeme (2004) Ministerio de Medio Ambiente, Proyecto LUCDEME (Provincia de Almería-Baza) 1986-2004. Memorias y mapas de suelos E. 1:50.000. Madrid

Manion PD (1981) *Tree Disease Concepts*. Prentice Hall, Upper Saddle River

McDowell NG, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178:719-739

Macias M, Andreu L, Bosch O, Camarero JJ, Gutiérrez E (2006) Increasing aridity is enhancing silver fir (*Abies alba* Mill.) water stress in its south-western distribution limit. *Climatic Change* 79:289-313

Martín-Benito D, del Río M, Heinrich I, Helle G, Cañellas I (2010) Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *Forest Ecology Management* 259:967-975

Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M (2008) Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology* 14:2868-2881

Martínez-Vilalta J, Piñol J (2002) Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161:247-256

Martínez-Vilalta J, Sala A, Piñol J (2004) The hydraulic architecture of *Pinaceae*. *Plant Ecology* 171: 3-13

Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, Barba J, Curiel Yuste J, Galiano L, Garcia N, Gómez M, Hereş AM, López BC, Lloret F, Poyatos R, Retana J, Sus O, Vayreda J, Vilà-Cabrera A (2012) Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21:15-21

Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145-2151

Navarro-Cerrillo RM, Varo MA, Lanjeri S, Hernández Clemente R (2007) Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arn.) en la Sierra de los Filabres. *Ecosistemas* 16:163-171

Palahí M, Grau JM (2003) Preliminary site index model and individual tree-growth and mortality models for black pine (*Pinus nigra* Arn.) in Catalonia (Spain). *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. 12:137-148

Peñuelas J, Lloret F, Montoya R (2001) Severe drought effects on Mediterranean woody flora. *Forest Science* 47:214-218

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2010) Drought-induced growth decline of Aleppo and maritime pine forests in south-eastern Spain. *Forest Systems* 19:458-469

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA. (2012a). Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158-169

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2012b) Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change* 113:767-785

Sánchez-Salguero R, Navarro Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández Cancio A, Swetnam, TW, Zavala MA (2012c) Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa. *Ecosistemas* 21:31-40

Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Dobbertin M, Vilà-Cabrera A, Fernández-Cancio A, Manzanedo RD, Zavala MA, Navarro-Cerrillo RM (2013) Contrasting vulnerability and resilience to drought-induced decline of densely planted versus natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *Forest Ecology and Management* 310:956-967

Vilá-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1662-1672

Yamaguchi DK (1991) A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research* 21:414-416

A. Vilà-Cabrera[1,2*], L. Galiano[3,4] & J. Martínez-Vilalta[1,2]

[1]*CREAF, Cerdanyola del Vallès 08193, Catalunya, España*
[2]*Univ Autònoma Barcelona, Cerdanyola del Vallès 08193, Catalunya, España*
[3]*Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Institute for Landscape Biogeochemistry, 15374 Müncheberg, Germany*
[4]*Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), 8903 Birmensdorf, Switzerland*
**Correo electrónico: a.vila@creaf.uab.es*

21 Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático

Resultados clave

- El proceso de mortalidad por sequía en el pino albar (*Pinus sylvestris* L.) se asocia a una reducción acusada en la capacidad de transporte de agua y al agotamiento de las reservas de carbono.
- La estructura forestal y la competencia por el agua explican la variación espacial en la demografía y el decaimiento de la especie a distintas escalas.
- Los bosques de pino albar son climáticamente vulnerables al fuego debido al incremento de las temperaturas y la frecuencia de sequías extremas.
- Se esperan cambios en la distribución de los bosques de pino albar en respuesta al cambio climático y al abandono de la gestión forestal.

Contexto

Los bosques del mundo están cambiando a un ritmo acelerado y se asume que el cambio climático es uno de los principales factores desencadenantes (Sugden et al. 2008). En este contexto, existe una gran preocupación por las modificaciones que pueden sufrir la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas forestales (Bonan 2008), así como los servicios ecológicos, económicos, sociales y estéticos que estos proporcionan (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Necesitamos entender cómo el cambio en el clima influye en el funcionamiento de los bosques con el fin de predecir cómo estos van a responder en el futuro y planear estrategias de gestión que favorezcan su posible adaptación.

Durante las últimas décadas, el cambio climático se ha hecho evidente a escala global mediante el aumento en la ocurrencia de sequías extremas y olas de calor que se han asociado con un aumento en los incendios forestales y procesos de decaimiento de los bosques. El decaimiento del bosque se caracteriza por el incremento del estrés fisiológico de los árboles que frecuentemente resulta en una rápida defoliación, reducciones del crecimiento y elevadas tasas de mortalidad poblacional (Allen et al. 2010, Martínez-Vilalta et al. 2012a). Este tipo de perturbaciones tiene profundas implicaciones demográficas para los bosques con el potencial de alterar la distribución de las especies e inducir cambios en la vegetación a medio y/o largo plazo (Allen & Breshears 1998, Rodrigo et al. 2004, Jump et al. 2009, Gonzalez et al. 2010). Estos procesos son especialmente alarmantes ante las predicciones de aumento de la frecuencia e intensidad de episodios climáticos extremos en un contexto de cambio climático (IPCC 2007, IPCC 2013) y, específicamente, ante el aumento previsto de las sequías extremas en la cuenca Mediterránea (Gao & Giorgi 2008, Hoerling et al. 2011). Así pues, para predecir cómo van a responder los bosques es imprescindible identificar su grado de vulnerabilidad, es decir, qué factores determinan su susceptibilidad y su capacidad de adaptación para hacer frente al cambio climático.

Por otra parte, los cambios en los usos del suelo también tienen un gran impacto sobre los ecosistemas forestales. La deforestación es la principal causa de la pérdida de bosques en zonas tropicales (Malhi et al. 2008), mientras que el retroceso de la agricultura y el abandono de la gestión forestal han resultado en una expansión y densificación de los bosques del hemisferio norte, especialmente en el continente europeo (Pan et al. 2011). Así pues, cabe esperar que los episodios observados de estrés y decaimiento de los árboles así como los procesos demográficos asociados sean, presumiblemente, resultado de los efectos combinados de los

cambios estructurales que han experimentado los bosques y de las perturbaciones asociadas al cambio climático.

La muerte de un árbol es un proceso en el que pueden intervenir múltiples factores, tanto abióticos como bióticos, que frecuentemente interactúan de una manera compleja (Waring 1987, Franklin et al. 1987). Muchos estudios han asumido la hipótesis de Manion (1991; Figura 1) que considera tres fases para explicar el proceso de decaimiento del bosque: (1) los factores de predisposición son aquéllos que exponen al árbol a una situación de estrés y vulnerabilidad a largo plazo, como son unas condiciones pobres de suelo y/o una elevada densidad de árboles; (2) factores de incitación que aceleran el declive del árbol a corto plazo, como son episodios extremos de sequía; y finalmente (3) los factores de contribución, generalmente patógenos oportunistas y/o episodios de sequía adicionales, que acaban matando el árbol previamente debilitado. Los patrones espaciales de decaimiento también pueden dar pistas sobre sus posibles causas. Por ejemplo, patrones regionales de mortalidad apuntan hacia causas que actúan a grandes escalas determinadas por el clima. Por otro lado, patrones espaciales más localizados pueden indicar ataques puntuales de patógenos o apuntar hacia factores que modifican el control climático de la disponibilidad hídrica en el suelo a una escala local, como son la topografía y las propiedades del suelo (Western et al. 2002). A nivel fisiológico, existe un amplio debate acerca de los mecanismos que subyacen a la muerte de los árboles en condiciones de sequía. Estudios recientes aceptan que en el proceso de mortalidad intervienen tanto aspectos hidráulicos como del metabolismo del carbono, así como la interacción entre estos dos procesos y con los agentes bióticos (McDowell et al. 2008, Sala et al. 2010, McDowell et al. 2011). No obstante, la intensidad y duración de la sequía, las propiedades hidráulicas de las especies (ver Meinzer et al. 2009, Choat et al. 2012) y la fase ontogénica en la que se encuentra el árbol resultan elementos clave para determinar cuando uno o más de estos procesos fisiológicos alcanzan un cierto umbral que resulta fatal para el árbol (McDowell et al. 2008, Sala et al. 2010).

Los bosques de la cuenca Mediterránea son especialmente vulnerables al cambio en el régimen de sequía e incendios por distintas razones. La disponibilidad de agua es un factor limitante clave en esta región (Peñuelas et al. 2001), donde las sequías son crónicas y se prevé que sean más severas y frecuentes a lo largo de este siglo (IPCC 2007, IPCC 2013). Este territorio representa el límite meridional de distribución de muchas especies arbóreas del hemisferio norte, como es el pino albar, cuyas poblaciones podrían ser especialmente vulnerables al incremento de la aridez (Hampe & Petit 2005). En este sentido, durante las últimas décadas, se ha observado un aumento de la defoliación de los bosques e importantes eventos de mortalidad poblacional asociados a períodos de sequía extrema (Lloret et al. 2004, Bréda et al. 2006, Carnicer et al. 2011), incluyendo poblaciones de pino albar (Martínez-Vilalta & Piñol 2002, Hódar et al. 2003, Bigler et al. 2006, Heres et al. 2012). Además, el abandono de las actividades agrícolas y forestales ha sido especialmente intenso durante el pasado siglo, resultando en un cambio estructural del bosque donde la competencia por los recursos exacerba la vulnerabilidad de los bosques a la escasez de agua (Linares et al. 2009) y promueve

Figura 1.

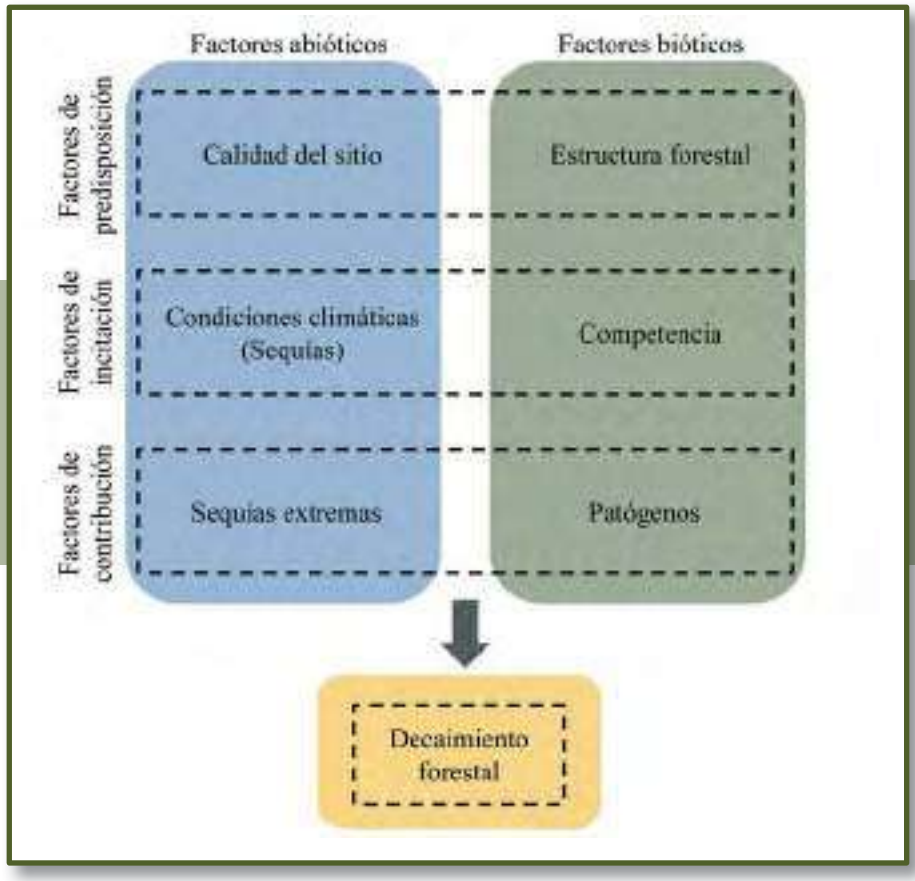


Figura 1. Esquema sintetizado de la hipótesis de Manion de decaimiento forestal.

Fuente: Elaborado a partir de Manion (1981).

los procesos de auto-aclareo (Peet & Christensen 1987). Finalmente, el fuego es uno de los principales factores ecológicos que determina la dinámica de la vegetación en la cuenca Mediterránea (Naveh 1975). El aumento de las temperaturas y la sequía afectan la inflamabilidad del combustible y determinan, junto con los usos del suelo y la composición atmosférica, la vulnerabilidad de los bosques al fuego (Lavorel et al. 1998), especialmente durante el verano (Piñol et al. 1998). Así, el aumento previsto de la aridez podría tener un gran impacto sobre el régimen de incendios, siendo los límites secos de la distribución de los bosques particularmente vulnerables (Czúcz et al. 2011), como se ha observado en el límite de distribución suroeste del pino albar (Pausas et al. 2008).

Para predecir cómo los bosques se modificarán en el futuro y planear estrategias de gestión acorde a los cambios esperados, es imprescindible entender los mecanismos que determinan su vulnerabilidad a distintas escalas espacio-temporales. Esta aproximación debe abarcar desde los mecanismos fisiológicos subyacentes a la mortalidad del árbol (McDowell et al. 2008, McDowell et al. 2011) hasta sus consecuencias demográficas a nivel de comunidad (Lloret et al. 2012), la variabilidad espacial en los factores ambientales y en los rasgos funcionales de las especies, así como la plasticidad de éstos y sus límites (Jump & Peñuelas 2005, Nicotra et al. 2010), y el impacto funcional a nivel de ecosistema (Allen 2007, Anderegg et al. 2012). En este informe sintetizamos los resultados de una serie de estudios recientes que analizan la vulnerabilidad al cambio climático de las poblaciones ibéricas de pino albar (*Pinus sylvestris* L.) (ver también Martínez-Vilalta et al. 2012b).

Resultados y discusión

Respuesta ecofisiológica a la sequía

Estudios ecofisiológicos recientes realizados en las montañas de Prades (Tarragona; Figura 6) y en el Pirineo catalán corroboran el estricto control estomático de la transpiración que presenta el pino albar, con lo que el potencial hídrico en sus hojas se mantiene aproximadamente constante bajo condiciones de estrés hídrico (comportamiento isohídrico) (Irvine et al. 1998) (ver sección *Sistema de Estudio* en *Material Suplementario*). Para este tipo de especies, el modelo propuesto por McDowell et al. (2008) predice un rápido consumo de las reservas de carbono, lo cual podría resultar en su agotamiento total y en la muerte del árbol por inanición. Poyatos et al. (2013) demuestran que el pino albar reduce la transpiración a valores prácticamente de cero bajo condiciones de sequía intensa, de tal manera que los potenciales hídricos mínimos al mediodía no parecen bajar nunca de un umbral cercano a los -2.5 MPa. Así mismo, Gómez (2012) muestra que durante el verano de 2012 individuos de la misma población experimentaron niveles promedio de embolismo nativo del 65% en las ramas, independientemente del estado del árbol. En segundo lugar, además del cierre estomático, altas tasas de defoliación a nivel de árbol se han asociado con niveles bajos de reservas de carbono almacenadas en el tronco (Poyatos et al. 2013). En este sentido, Galiano et al. (2011) muestra por primera vez en condiciones de campo una asociación directa entre el agotamiento de las reservas de carbono y la muerte del árbol asociada a un episodio de sequía (Figura 2). Datos recientes (García et al. datos sin publicar) muestran resultados similares con pinos

Figura 2.

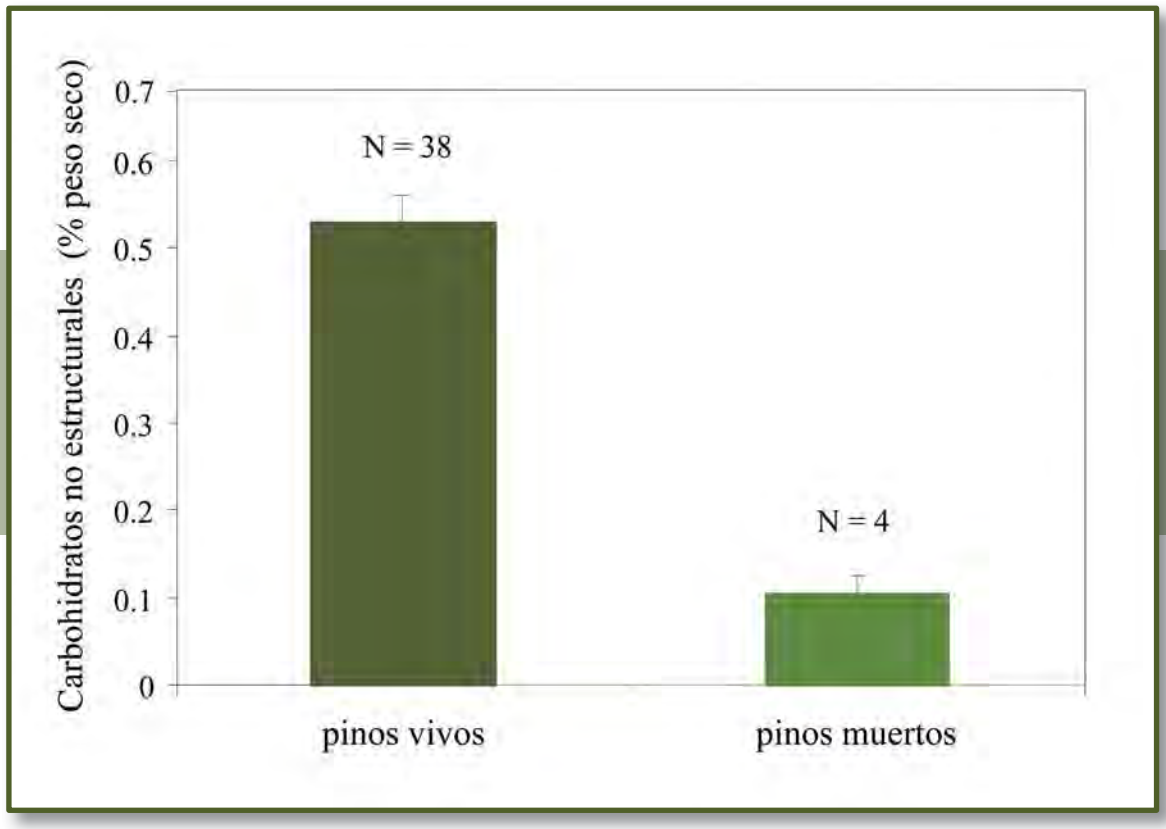


Figura 2. Carbohidratos no estructurales almacenados en el tronco de pinos que habían sobrevivido o muerto un año después.

Fuente: Elaboración propia.

expuestos a un sequía experimental bajo condiciones controladas. Aunque aun no son concluyentes respecto al mecanismo, estos resultados contribuyen al intenso debate sobre los mecanismos que subyacen a la muerte de los árboles en condiciones de sequía, y demuestran que una especie isohídrica como el pino albar puede llegar a agotar sus reservas de carbono.

La regulación del área foliar (en relación a la superficie de albura) es el principal mecanismo de ajuste que se produce entre poblaciones de pino albar para mantener un balance hídrico favorable durante los episodios de escasez de agua (Mencuccini & Bonosi 2001, Poyatos et al. 2007, Martínez-Vilalta et al. 2009). No obstante, a nivel intra-poblacional, la pérdida de hojas constituye una respuesta inevitable a un balance hídrico negativo que denota las primeras fases de un proceso de declive (Dobbertin & Brang 2001). Además del cierre estomático, la reducción del área fotosintética inducida por sequía puede producir un desajuste entre la asimilación y las demandas metabólicas de carbono para la reparación celular y el mantenimiento del metabolismo que, a largo plazo, puede provocar el agotamiento de las reservas (Bréda et al. 2006). Cabe esperar entonces que estos procesos se asocien a una reducción de las tasas de crecimiento radial y de la producción de yemas (Bréda et al. 2006, Galiano et al. 2011, Hereş et al. 2012, Martínez-Vilalta et al. 2012c). A su vez, la reducción en la producción de yemas puede limitar la capacidad de los árboles de crear nuevo tejido fotosintético y nuevas ramas durante los años posteriores a la sequía (Power 1994, Stribley & Ashmore 2002). Por lo tanto, parece establecerse un potencial mecanismo de retroalimentación positiva entre la pérdida de hojas y la disminución de los niveles de reservas de carbono que limita la recuperación de los árboles y aumenta las probabilidades de sucumbir a nuevos episodios de sequía (Galiano et al. 2011). Este mecanismo también podría explicar los efectos prolongados de la sequía observados en múltiples estudios (Peñuelas et al. 2001, Lloret et al. 2004, Bréda & Badeau 2008), y los largos periodos de decaimiento que se han registrado antes de la muerte para el pino albar (Bigler et al. 2006, Hereş et al. 2012).

A nivel de rodal se ha observado que la competencia por el agua provoca mayores efectos negativos sobre los árboles pequeños (ver sección *Demografía y procesos de decaimiento de los bosques ibéricos de pino albar*). ¿Pero qué es exactamente lo que desencadena el inicio del proceso de decaimiento en estos árboles aparentemente menos competitivos? Estudios recientes en las montañas de Prades encuentran que los efectos de la defoliación interaccionan con la infección por hongos patógenos en las raíces (principalmente *Onnia* sp.; Oliva, datos sin publicar). En estos mismos árboles, Gómez (2012) observó una mayor vulnerabilidad al embolismo en las raíces de los árboles defoliados. La infección podría estar relacionada con un consumo directo de carbohidratos de reserva e, indirectamente, con una reducción del área fotosintética debida a la mayor constricción hidráulica en las raíces de los árboles afectados. La menor área fotosintética causaría una reducción en el crecimiento que, a su vez, revertiría en una menor cantidad de tejido conductor y mayores limitaciones en el transporte de agua. A la larga, la disminución de las reservas de carbono limitaría tanto la capacidad de los árboles de crear nuevo tejido fotosintético como la capacidad de hacer frente a nuevas infecciones, episodios de sequía o plagas. Estos árboles podrían permanecer en este estado debilitado hasta llegar a un nivel crítico de afectación que los haría sucumbir ante nuevas perturbaciones (Figura 3). Esta hipótesis, sin embargo, es todavía preliminar y se necesitan más estudios para ver hasta qué punto el mecanismo propuesto es generalizable a otras poblaciones de pino albar en decaimiento o a otras especies.

Figura 3.

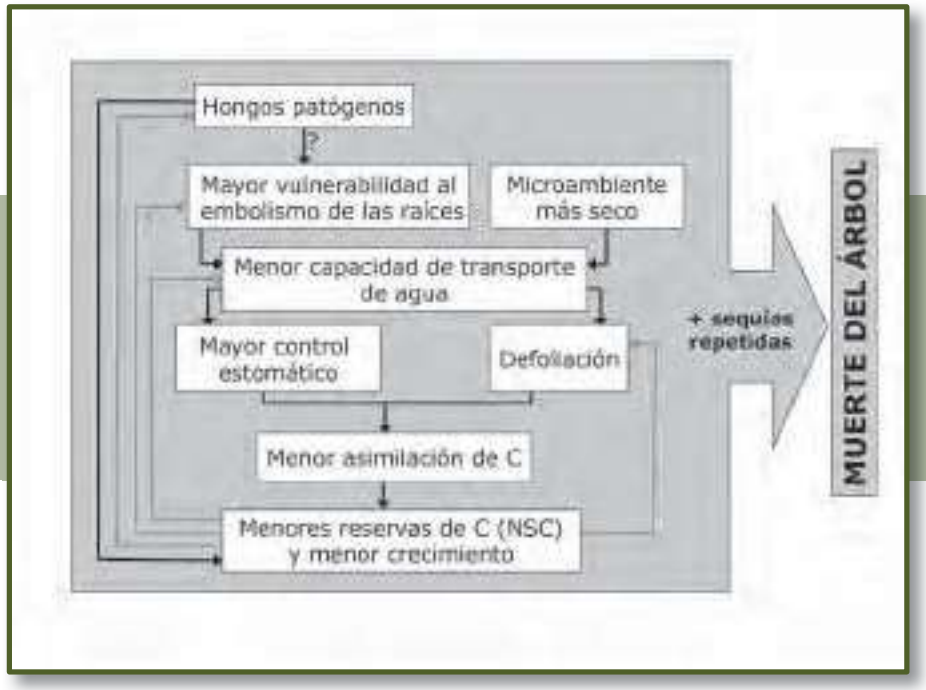


Figura 3. Esquema que muestra los posibles mecanismos y retroalimentaciones involucradas en el proceso de mortalidad del pino albar.

Fuente: Elaboración propia. Basado en estudios propios realizados en las montañas de Prades (Tarragona).

Demografía y procesos de decaimiento de los bosques ibéricos de pino albar

A partir de los datos del Inventario Nacional Forestal (IFN2 e IFN3) se han estudiado las respuestas de las tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento a la variabilidad espacial del clima y la estructura forestal de los bosques de pino albar en la península ibérica (Vilà-Cabrera et al. 2011). En conjunto, no podemos concluir que los bosques de pino albar a escala regional estén en decaimiento. El porcentaje de mortalidad -de árboles que estaban vivos en el IFN2- registrado en el IFN3 alcanza aproximadamente un valor medio del 4% por parcela. Este valor no es extraordinariamente elevado si tenemos en cuenta el intervalo de 10 años transcurrido entre inventarios y la relativa juventud de estos bosques, donde los fenómenos de auto-aclareo pueden explicar las tendencias observadas (Oliver & Larson 1990, Lutz & Halpern 2006). En este sentido, el trabajo realizado muestra que las tasas de mortalidad más elevadas se concentran en árboles pequeños que a su vez presentan tasas de crecimiento menores, y que la estructura forestal, en particular la densidad de pies, está fuertemente asociada a las tasas demográficas. Estos resultados sugieren que el desarrollo de la masa y la competencia por los recursos hídricos son los principales procesos que explican los patrones observados. Así mismo, la actual estructura forestal de las poblaciones de pino albar es resultado del abandono de la gestión y de las abundantes repoblaciones forestales durante el pasado siglo. Los resultados presentados en este párrafo en relación a la demografía del pino albar en la península ibérica son consistentes con los patrones espaciales en la acumulación neta de carbono que presentan estas mismas masas (Vayreda et al. 2012).

Más allá del papel principal de la estructura forestal, cabe destacar que 858 parcelas de un total de 2,392 presentan mortalidad y que en el 14.5% de ellas se observan tasas de mortalidad media anual superiores al 1% (Figura 4). Estas tasas de mortalidad relativamente altas podrían estar relacionadas con un incremento de la aridez, puesto que dichas parcelas se sitúan preferentemente en zonas secas, aunque preponderantemente en bosques con abundancia de pies de gran tamaño. Este resultado sugiere que los bosques que se encuentran en una etapa del desarrollo avanzada podrían ser más vulnerables a la escasez de agua, ya que la competencia por este recurso sería mayor. En cuanto a las tasas de crecimiento, éstas no solo son menores en bosques situados en zonas secas y cálidas, sino también en bosques húmedos que han sufrido períodos de sequía recientes (Martínez-Vilalta et al. 2008, Vilà-Cabrera et al. 2011). Estos resultados son de especial relevancia ya que no solo muestran la vulnerabilidad a la sequía de las poblaciones más meridionales (Hampe & Petit 2005), sino también que las poblaciones norteñas podrían ser igualmente vulnerables a los efectos del cambio climático (ver también Martínez-Vilalta et al. 2012c).

Según el programa de seguimiento de decaimiento de los bosques en Catalunya (DEBOSCAT; Banqué et al. datos no publicados), el pino albar es una de las especies con una mayor superficie afectada por episodios de decaimiento: ~4,800 ha en 2012 (el 2.2% de su área distribución). Estos patrones de decaimiento se han estudiado en 4 poblaciones de la especie en Catalunya que difieren en condiciones climáticas y en el régimen histórico de gestión (Galiano et al. 2010, Vilà-Cabrera et al. 2013). Los resultados indican que la aridez climática juega un papel a escala regional (el decaimiento se concentra en zonas secas), acorde con lo observado a escala peninsular. Pero, en última instancia, la estructura forestal, el régimen histórico de gestión y la disponibilidad de agua en el suelo son los factores subyacentes al decaimiento. Es decir, el decaimiento se concentra en rodales con poca disponibilidad de agua en el suelo y con elevada competencia, y la gestión reciente parece haber

Figura 4.

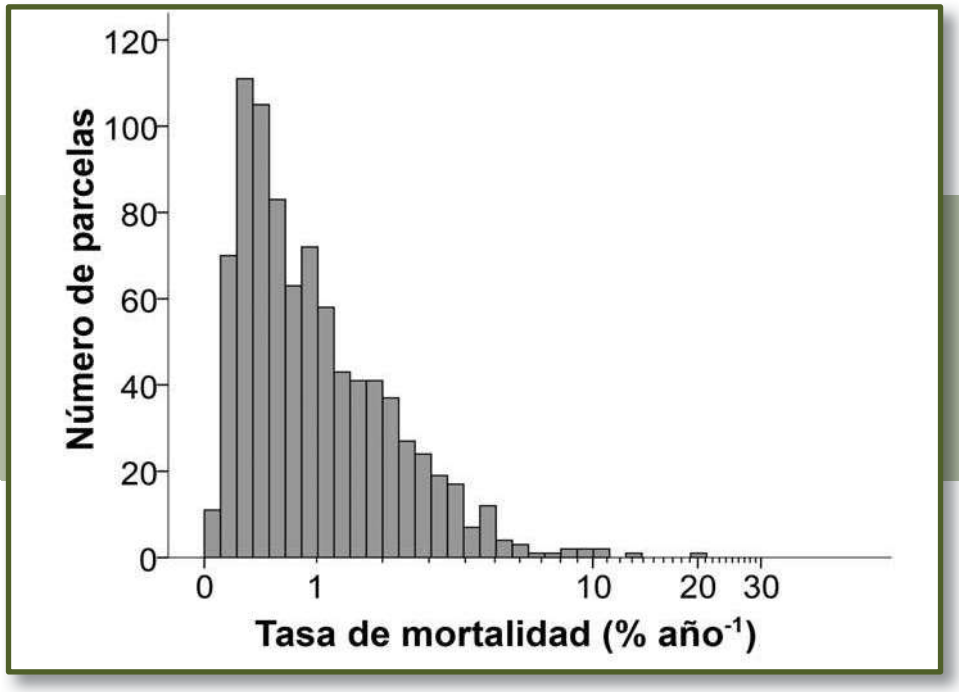


Figura 4. Distribución de la tasa de mortalidad anual de pino albar. Solo se muestran las parcelas con una tasa de mortalidad mayor a 0.

Fuente: Elaboración propia.

Figura 5.

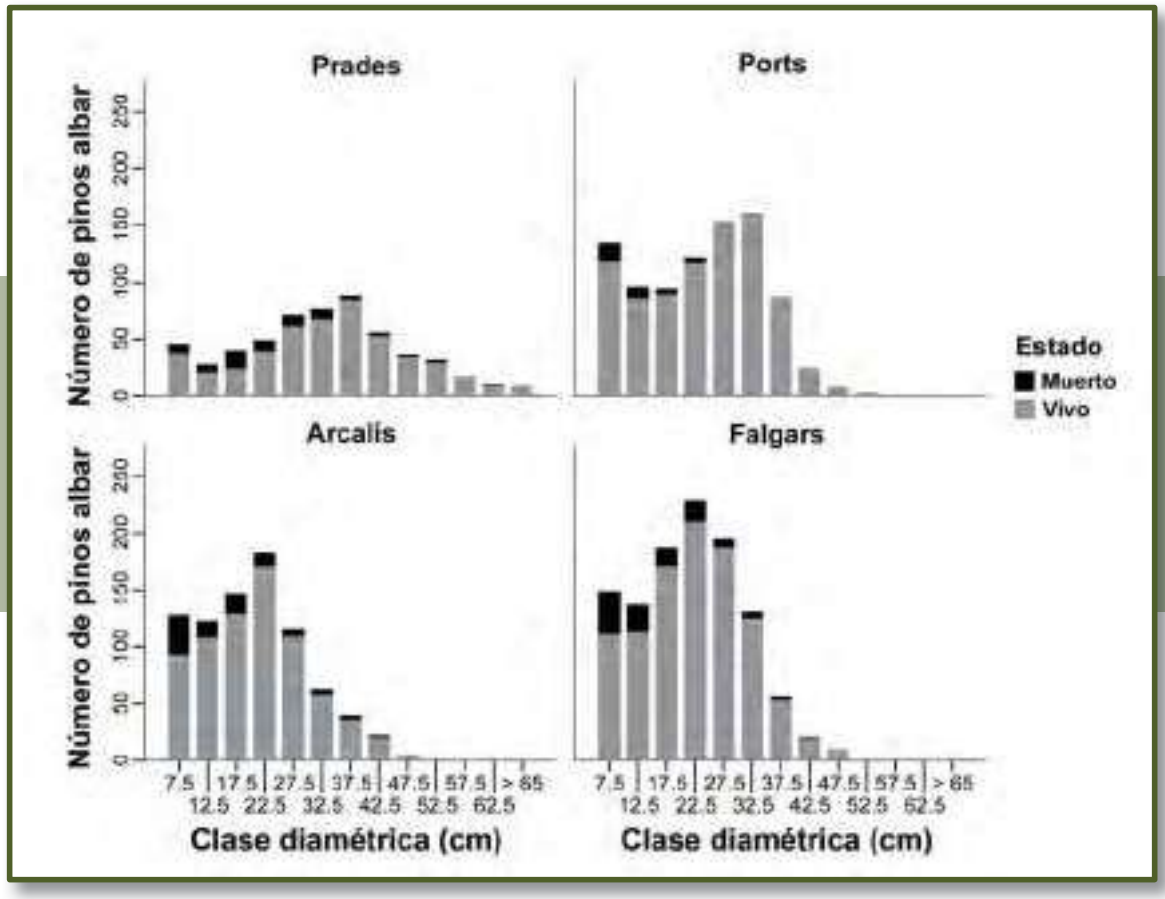


Figura 5. Distribución diamétrica de los pinos albar muertos y vivos muestreados en cada población de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

amortiguado el efecto de las sequías. Cuando se analiza la distribución de los niveles de decaimiento se observa que los más elevados se concentran en poblaciones donde se han registrado episodios de sequía recientes y que no han sido gestionadas durante los últimos 30 años. En estas poblaciones, los árboles vivos presentan una defoliación del 50% en promedio y se observan mortalidades en pie de más del 12% de media por parcela. Sin embargo, también se observan valores de decaimiento apreciables en poblaciones ubicadas en zonas menos secas y que han sido gestionadas más recientemente. La distribución del decaimiento por clases diamétricas muestra una mayor mortalidad (~10-20%) y defoliación (~60%) en árboles de menor tamaño, que podría estar asociado a un menor desarrollo del sistema radicular en individuos más jóvenes (Pugnaire et al. 2000). Sin embargo, los valores de mortalidad y defoliación pueden ser también elevados en clases diamétricas de mayor tamaño, especialmente intermedias (Figura 5). Finalmente, en un estudio paralelo se ha observado que los impactos de la sequía tienen también consecuencias negativas para la producción de piñas en estas poblaciones (Vilà-Cabrera et al. 2014).

Un dato de especial interés es el referente a las tasas de reclutamiento de la especie. El reclutamiento de pino albar es relativamente bajo tanto a escala peninsular (el 54% de las parcelas del IFN3 no presentan reclutamiento) como a escala local, especialmente en aquellas poblaciones con mayores tasas de mortalidad y mayores niveles de decaimiento (Galiano et al. 2010, Vilà-Cabrera et al. 2011, Galiano et al. 2013, Vilà-Cabrera et al. 2013). Así pues, existe una gran incertidumbre acerca de la futura dinámica de estos bosques ya que no parece existir un mecanismo a través del reclutamiento de nuevos individuos que compense la mortalidad de pies adultos. Debido a que el establecimiento de plántulas de pino albar es altamente dependiente de las condiciones climáticas y de la disponibilidad de luz (Castro et al. 2004), la falta de reclutamiento puede atribuirse, primero, al cierre del dosel consecuencia del abandono de la gestión forestal y, segundo, al aumento de la aridez. A pesar de la intolerancia del pino albar a las condiciones de sombra, las plántulas requieren un cierto grado de humedad en el suelo y el aire (Castro et al. 2004). Esto explicaría el por qué las aperturas en el dosel de pino albar inducidas por sequía no proporcionan las condiciones adecuadas para su regeneración (Galiano et al. 2010). A su vez, estas condiciones (i.e. sequía y abandono de la gestión) parecen ser más favorables para el desarrollo de un banco de plántulas y/o la regeneración de especies de planifolios ya existentes bajo el dosel, sugiriendo posibles cambios en la vegetación a largo plazo (Galiano et al. 2010, Galiano et al. 2013, Vayreda et al. 2013, Vilà-Cabrera et al. 2013).

Vulnerabilidad climática al fuego del pino albar

Durante el período entre 1979 y 2009 los incendios forestales afectaron 6.700 ha de bosque de pino albar en Catalunya, un 3,6% de su área de distribución (Vilà-Cabrera et al. 2012). Aunque pequeña, esta superficie no puede considerarse despreciable ya que el pino albar ocupa zonas de montaña donde los grandes incendios forestales no son tan comunes como en las

zonas de bosque Mediterráneo (Pausas et al. 2008). Estos incendios se concentran en los límites cálidos y secos del área de distribución de la especie (Vilà-Cabrera et al. 2012), lo que indica que las condiciones climáticas controlan la ocurrencia del fuego (Pausas & Fernández-Muñoz 2011). De esta manera, los cambios previstos en el clima probablemente modificaran el régimen de incendios y, consecuentemente, la vulnerabilidad al fuego de los bosques de pino albar.

Para el conjunto de bosques ibéricos de pino albar, las predicciones del estudio realizado por Vilà-Cabrera et al. (2012) indican que, desde un punto de vista climático, el 32% de las poblaciones son actualmente vulnerables al fuego. Este porcentaje de vulnerabilidad pasaría al 66% en un escenario de cambio climático previsto para finales del presente siglo (con un incremento de la temperatura media de 4ºC, previsto para el período 2071-2100; Brunet et al. 2009). Esta vulnerabilidad climática de los bosques de pino albar al fuego sugiere que se producirán cambios importantes en la vegetación. En efecto, este mismo estudio muestra que la regeneración de la especie después de un gran incendio forestal es prácticamente nula y que la colonización desde los bordes no quemados del bosque es muy limitada. Consecuentemente, el resultado es un cambio de vegetación y las predicciones de la futura dinámica auguran una transición de bosque de pino albar a comunidades dominadas por especies con mecanismos más efectivos para regenerar después de un fuego, principalmente robles y encinas.

Recomendaciones para la adaptación

Los resultados anteriores indican que una gestión forestal basada en una sólida compresión de cómo los bosques están respondiendo al cambio climático podría ayudar a estos ecosistemas a acomodarse a las nuevas condiciones previstas. En este sentido, es esencial predecir qué individuos y poblaciones son más vulnerables a las perturbaciones derivadas del cambio climático. A escala regional, los resultados sintetizados en este artículo indican que los esfuerzos deberían concentrarse en poblaciones meridionales, ya que parecen ser altamente vulnerables a un posible cambio en el régimen de sequía e incendios. Sin embargo, la importancia de la estructura forestal y el papel clave de las condiciones ambientales locales (topografía y calidad del suelo) indican que la evaluación de la vulnerabilidad de las poblaciones de pino albar no debería ceñirse únicamente a las condiciones climáticas. En primera instancia, parece claro que actuaciones silvícolas destinadas a la reducción de la densidad en zonas especialmente vulnerables serían útiles para disminuir la competencia y la acumulación de combustible y, así, atenuar la susceptibilidad de la especie a la sequía y al fuego. Desgraciadamente, estas actuaciones son altamente costosas económicamente y si se cumplen las predicciones de cambio climático podrían ser inviables, siendo inevitables los cambios en la vegetación. En este contexto, parece razonable concentrar los esfuerzos donde las poblaciones sean viables desde un punto de vista climático y planificar estrategias de gestión que acomoden de manera óptima la dinámica natural de sucesión.

Material suplementario

Sistema de estudio

El pino albar (*Pinus sylvestris* L.) es una especie dominante en grandes áreas forestales del hemisferio norte, cuyas poblaciones más extensas se encuentran en regiones boreales. Sin embargo, el pino albar ocupa extensas áreas en la cuenca Mediterránea donde su límite suroeste de distribución corresponde a la península ibérica. La extensa distribución del pino albar es resultado de la capacidad de la especie para ocupar un amplísimo gradiente climático debido a la alta plasticidad de su arquitectura hidráulica (Martínez-Vilalta et al. 2009) y al estricto control estomático de la transpiración, típico de especies isohídricas, bajo condiciones de estrés hídrico (Irvine et al. 1998). Esta última característica evita alcanzar potenciales hídricos demasiado bajos y los consiguientes embolismos del sistema vascular (Irvine et al. 1998, Poyatos et al. 2007). En la península ibérica el pino albar ocupa zonas forestales de montaña y tiene una notable amplitud fitogeográfica que incluye corologías sub-mediterráneas, euro-siberianas y boreoalpinas (Rivas-Martínez 1983). La distribución de la especie se extiende del norte de la península ibérica a los sistemas Ibérico y Central. Las mayores poblaciones se encuentran en los Pirineos, con algunas poblaciones dispersas en localidades más meridionales y secas (Castroviejo et al. 1986). En España, los bosques de pino albar ocupan unas 1,280,000 ha, siendo la tercera especie más abundante y cubriendo el 6% de los bosques (Mason & Alía 2000). Durante el siglo pasado, además del abandono de las actividades agropastorales y de la explotación forestal en zonas de montaña (García-Ruiz et al. 1996), la intensa labor de reforestación con pinos también contribuyó a que los bosques de pino albar se extendieran notablemente (Martínez-García 1999, Poyatos et al. 2003). Según el Tercer Inventario Forestal Nacional al menos un 21% de los bosques de pino albar en España corresponden a plantaciones. En Catalunya es la segunda especie más abundante. Ocupa 219,754 ha (18.4% de la superficie forestal total de Catalunya, Burriel et al. 2000-2004), con grandes extensiones en los Pirineos y algunas poblaciones menores en el centro (montes de Prades) y en el sur (Ports de Beseit) de la región.

Metodología

(a) Patrones de decaimiento y respuestas ecofisiológicas

Durante 2007 y 2008 se establecieron 30 parcelas en 4 poblaciones de pino albar con características climáticas y de gestión histórica contrastadas, llevándose a cabo inventarios forestales detallados. Se obtuvieron datos de la estructura forestal, abundancia de pies por clases diamétricas y regeneración, mortalidad y defoliación de las copas, profundidad y propiedades del suelo, así como la abundancia de tocones como medida de intensidad de gestión. Paralelamente, se obtuvieron datos climáticos a partir del Atlas Climático Digital de Catalunya (Ninyerola et al. 2000) y datos topográficos a partir de un modelo digital de elevaciones para cada parcela. A partir de estos datos se analizó la relación de los factores bióticos y abióticos medidos con los patrones de decaimiento observados. Adicionalmente, durante 2009-2011 se monitorizó la producción de piñas y el crecimiento a partir de muestras de madera (testigos) en 2 de las poblaciones inventariadas (Prades y Arcalís)

con el fin de analizar el impacto de la sequía sobre la reproducción y el crecimiento de los pinos.

En dos de las poblaciones inventariadas (Arcalís y Prades) se realizaron estudios ecofisiológicos. En ambas poblaciones se extrajeron muestras (testigos) de albura del tronco de 20-40 individuos con contrastados niveles de defoliación inducida por sequía y se analizaron los patrones de crecimiento así como la dinámica anual de la composición isotópica ($\delta^{13}C$) y de la anatomía de la madera (Heres et al. 2012, 2013, resultados no publicados). Finalmente, se midieron también los carbohidratos no estructurales almacenados mediante métodos fotométricos y el uso de enzimas (Hoch et al. 2002). En la población de Prades, se tomaron también medidas de flujo de sabia, potenciales hídricos de las hojas, conductancia hidráulica a nivel de árbol, así como las conductancias hidráulicas específicas de ramas y raíces y su vulnerabilidad al embolismo en el xilema (cf. Poyatos et al. 2013). En estos mismos árboles se extrajeron muestras de raíces donde se analizó la presencia de hongos patógenos. Adicionalmente, medidas similares de hidráulica y concentraciones de carbohidratos no estructurales almacenados en distintos órganos (hojas, ramas, tronco y raíces) se han llevado a cabo en pinos expuestos a una sequía experimental bajo condiciones controladas en los invernaderos instalados en el IRTA-Torre Marimon (Caldes de Montbui, Barcelona).

(b) Patrones demográficos en la península ibérica

A partir de los datos del Inventario Nacional Forestal (IFN) se calcularon las tasas de mortalidad y crecimiento entre el IFN2 y el IFN3 para 2,392 parcelas de pino albar distribuidas a lo largo de su distribución en la península ibérica. Como medida de regeneración se utilizó la abundancia de pies menores registrada en el IFN3 en cada una de las parcelas. Paralelamente se obtuvieron para cada parcela datos climáticos a partir del Atlas Climático Digital de la península ibérica (Ninyerola et al. 2005), así como datos de anomalías climáticas ocurridas entre el IFN2 y el IFN3 (http://climate.geog.udel.edu/~climate). A partir de estos datos se analizaron las respuestas demográficas a la variabilidad espacial de la estructura forestal, el clima y las anomalías climáticas.

(c) Vulnerabilidad al fuego y regeneración

Se analizaron los patrones regionales de fuego en bosques de pino albar en Catalunya a partir de los perímetros de incendios forestales entre 1979 y 2009 (Salvador et al. 2000 y actualizaciones posteriores) que se combinaron con mapas de cubiertas del suelo (MAPA 1980; Mapa de bosques de Catalunya, DARP 1996). También, se obtuvieron datos climáticos a partir del Atlas Climático Digital de Catalunya (Ninyerola et al. 2000) para analizar la distribución climática de estos incendios. Se utilizó un modelo logístico para obtener la probabilidad de ocurrencia de fuego en función de las condiciones climáticas. La función obtenida se usó para establecer un índice de vulnerabilidad climática al fuego a partir de 2,397 parcelas del IFN y de datos climáticos obtenidos a partir del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola et al. 2005). Finalmente, se repitió la misma clasificación asumiendo un aumento de 4ºC de temperatura media, consistente con las predicciones de cambio climático para España (periodo 2071-2100, Brunet et al. 2009).

Paralelamente, se establecieron 10 parcelas en 11 incendios de más de 100 ha ocurridos en Catalunya entre 1979 y 2009 para estudiar la abundancia de individuos como medida de regeneración post-incendio de pino albar y de otras especies dentro del área quemada. A partir de estos datos se utilizó un modelo demográfico para hacer predicciones de la dinámica futura de estos boques después de un incendio y los posibles cambios en la composición de las comunidades. Además, se establecieron unos transectos en 3 de las zonas estudiadas para observar los patrones de colonización del pino albar a partir de los bordes no quemados de bosque, así como la edad y la presencia de piñas de los nuevos individuos establecidos.

Figura 6.

Figura 6. Fotografía de un rodal situado en la población de estudio en las montañas de Prades (Tarragona).

Fuente: Richard Martín Vidal.

Referencias bibliográficas

Allen CD, Breshears DD (1998) Drought-induced shift of a forest woodland ecotone: rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95:14839-14892

Allen CD (2007) Interactions across spatial scales among forest dieback, fire, and erosion in northern New Mexico landscapes. *Ecosystems* 10:797-808

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim J-H, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Anderegg WRL, Kane JM, Anderegg LDL (2012) Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature Climate Change* 3:30-36

Bigler C, Bräker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling A (2006) Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9:330–343

Bonan GB (2008) Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320:1444-1449

Bréda N, Huc R, Granier A, Dreyer E (2006) Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63:625-644

Bréda N, Badeau V (2008) Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: towards a selection according to hazard tolerance? *CR Geoscience* 340:651-662

Brunet M, Casado MJ, de Castro M, Galán P, López JA, Martín JM, Pastor A, Petisco E, Ramos P, Ribalaygua J, Rodríguez E, Sanz I, Torres L (2009) *Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España.* Agencia Estatal de Meteorología, Madrid

Burriel JA, Gracia C, Ibáñez JJ, Mata T, Vayreda J (2000-2004) *Inventari ecològic i forestal de Catalunya.* Catalunya, 10 Volumes. CREAF, Bellaterra (Catalunya)

Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108:1474-1478

Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM (2004) Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at the southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. *Journal of Ecology* 92:266-277

Castroviejo S, Lainz M, López González G, Montserrat P, Muñoz Garmendia F, Paiva J, Villar L (1986) *Flora ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, Vol. 1*. Madrid: CSIC

Choat B, Jansen S, Brodribb TJ, Cochard H, Delzon S, Bhaskar R, Bucci SJ, Field TS, Gleason SM, Hacke UG et al. (2012) Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491:752-755

Czúcz B, Gálhidy L, Mátyás C (2011) Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in central Europe. *Annals of Forest Science* 68:99-108

DARP (1996) *Mapa Forestal de Catalunya 1:100000*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona

Dobbertin M, Brang P (2001) Crown defoliation improves tree mortality models. *Forest Ecology and Management* 141:271-284

Franklin JF, Shugart HH, Harmon ME (1987) Tree death as an ecological process: the causes, consequences and variability of tree mortality. *Bio-Science* 37:550-556

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-induced multifactor decline of Scots pine in the Pyrenees and potential vegetation change by the expansion of co-occurring oak species. *Ecosystems* 13:978-991

Galiano L, Martinez-Vilalta J, Lloret F (2011) Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought episode. *New Phytologist* 190:750-759

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Eugenio M, de la Cerda IG, Lloret F (2013) Seedling emergence and growth of *Quercus* spp. following severe drought effects on a *Pinus sylvestris* canopy. *Journal of Vegetation Science* 24:580-588

Gao X, Pal JS, Giorgi F (2006) Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from high resolution double nested RCM simulations. Geophysical Research Letters 33: L03706

García-Ruíz JM, Lasanta T, Ruiz-Flano P, Ortigosa L, White S, González C, Martí C (1996) Land-uses changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* 11:267-277

Gómez M (2012) *Hydraulic properties are unrelated to differences in drought-induced defoliation in Scots pine (Pinus sylvestris L.)*. Master Thesis, UAB

Gonzalez P, Neilson RP, Lenihan JM, Drapek RJ (2010) Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 19:755-768

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Hereş AM, Martínez-Vilalta J, López BC (2012) Growth patterns in relation to drought-induced mortality at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in NE

Iberian Peninsula. *Trees-Structure and Function* 26:621-630

Hereş AM, Voltas J, López BC, Martínez-Vilalta J (2013) Drought-induced mortality selectively affects Scots pine trees that show limited intrinsic water-use efficiency responsiveness to raising atmospheric CO2. *Functional Plant Biology* (en prensa)

Hoch G, Popp M, Körner C (2002) Altitudinal increase of mobile carbon pools in *Pinus cembra* suggests sink limitation of growth at the Swiss treeline. *Oikos* 98:361-374

Hódar JA, Castro J, Zamora R (2003) Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110:123-9

Hoerling M, Eischeid J, Perlwitz J, Quan X, Zhang T, Pegion P (2011) On the increased frequency of Mediterranean drought. *Journal of Climate* 25:2146–2161

IPCC (2007) *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the forth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

Irvine J, Perks MP, Magnani F, Grace J (1998) The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiology* 18:393-402

Jump AS, Penuelas J (2005) Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8:1010-1020

Jump AS, Matyas C, Peñuelas J (2009) The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology and Evolution* 24:694-701

Lavorel S, Canadell J, Rambal S, Terradas J (1998) Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography* 7:157-166

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009) Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Lloret F, Siscart D, Dalmases C (2004) Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain*). Global Change Biology* 10:2092-2099

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797-805

Lutz JA, Halpern CB (2006) Tree mortality during early forest development: A long-term study of rates, causes, and consequences. *Ecological Monographs* 76:257-275

Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobr CA (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169-172

Manion PD (1991) *Tree disease concepts*. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall.

MAPA (1980) *Mapa de Cultivos y Aprovechamientos, 1:50000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), Madrid

Martínez-García F (1999) *Los bosques de Pinus sylvestris* L. *del Sistema Central español. Distribución, història, composición florística y tipología*. PhD Thesis. Universidad Complutense de Madrid, Madrid

Martínez-Vilalta J, Piñol J (2002) Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161:247-256

Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M (2008) Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology* 14:2868-2881

Martínez-Vilalta J, Cochard H, Mencuccini M, Sterck F, Herrero A, Korhonen JFJ, Llorens P, Nikinmaa E, Nolè A, Poyatos R, Ripullone F, Sass-Klaassen U, Zweifel R (2009) Hydraulic adjustment of Scots pine across Europe. *New Phytologist* 184: 353-364

Martínez-Vilalta J, Lloret F, Breshears DD (2012a) Drought-induced forest decline: causes, scope and implications. *Biology Letters* 8:689-691

Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, Barba J, Curiel Yuste J, Galiano L, Garcia N, Gómez M, Hereş AM, López BC, Lloret F, Poyatos R, Retana J, Sus J, Vayreda J, Vilà-Cabrera A (2012b) Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21:15-21

Martínez-Vilalta J, López BC, Loepfe L, Lloret F (2012c) Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia* 168:877-888

Mason WL, Alía R (2000) *Current and future status of Scots pine* (*Pinus sylvestris* L.) *forests in Europe.* Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 1:317–335 (special issue)

McDowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178:719-739

McDowell N, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF, Stitt M (2011) The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology and Evolution* 26:523-532

Meinzer FC, Johnson DM, Lachenbruch B, McCulloh KA, Woodruff DR (2009) Xylem hydraulic safety margins in woody plants: coordination of stomatal control of xylem tension with hydraulic capacitance. *Functional Ecology* 23:922–930

Mencuccini M, Bonosi L (2001) Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 31:442-456

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis.* World Resources Institute, Washington, DC

Naveh Z (1975) The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29:199-208

Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius U, Poot P, Purugganan MD, Richards CL, Valladares F, van Kleunen M (2010) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684-692

Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2000) A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology* 20:1823-1841

Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2005) *Atlas Climático Digital de la península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica.* Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

Oliver CD, Larson BC (1990) *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, New York, NY

Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, McGuire AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D (2011) A large and persistent carbon sink in the World's forests. *Science* 333:988-993

Pausas JG, Llovet J, Rodrigo A, Vallejo R (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17:713-723

Pausas JG, Fernández-Muñoz S (2012) Fire regime changes in the Western Mediterranean basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110:215-226

Peet RK, Christensen NL (1987) Competition and tree death. *Bioscience* 37:586-595

Peñuelas J, Lloret F, Montoya R (2001) Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science* 47:214-218

Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38:345-357

Poyatos R, Latron J, Llorens P (2003) Land use and land cover change after agricultural abandonment. The case of a Mediterranean Mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development* 23:362-368

Poyatos R, Martínez-Vilalta J, Čermák J, Ceulemans R, Granier A, Irvine J, Köstner B, Lagergren F, Meiresonne L, Nadezhdina N, Zimmermann R, Llorens P, Mencuccini M (2007) Plasticity in hydraulic architecture of Scots pine across Eurasia. *Oecologia* 153:245-259

Poyatos R, Aguadé D, Galiano L, Mencuccini M, Martínez-Vilalta J (2013) Drought-induced defoliation and long periods of near-zero gas exchange play a key role in accentuating metabolic decline of Scots pine. *New Phytologist*: 200:388-401

Power SA (1994) Temporal trends in twig growth of *Fagus sylvatica* L. and their relationships with environmental factors. *Forestry* 67:13-30

Pugnaire FI, Armas C, Tirado R (2000) Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. In: Zamora R, Pugnaire FI, Eds. *Ecosistemas mediterráneos*. *Análisis funcional*. Granada: CSIC-AEET. pp 213-235

Rivas-Martínez S (1983) Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* 5:33-43

Rodrigo A, Retana J, Picó FX (2004) Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85:716-729

Sala A, Piper F, Hoch G (2010) Physiological mechanisms of drought-induced tree mortality are far from being resolved. *New Phytologist* 186:274-281.

Salvador R, Valeriano J, Pons X, Díaz-Delgado R (2000) A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing* 21:655-671

Stribley GH, Ashmore MR (2002) Quantitative changes in twig growth pattern of young woodland beech (*Fagus sylvatica* L.) in relation to climate and ozone pollution over 10 years. *Forest Ecology and Management* 157:191-204

Sugden A, Smith J, Pennisi, E (2008) The future of forests. *Science* 320:1435

Vayreda J, Martinez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2012) Forest structure and management interact with recent changes in climate to determine the current forest carbon stock in Peninsular Spain. *Global Change Biology* 18:1028-1041

Vayreda J, Martinez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2013) Patterns and drivers of regeneration of tree species in forests of peninsular Spain. *Journal of Biogeography* 40:1252-1265

Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1162-1172

Vilà-Cabrera A, Rodrigo A, Martinez-Vilalta J, Retana J (2012) Lack of regeneration and climatic vulnerability to fire of Scots pine may induce vegetation shifts at the southern edge of its distribution. *Journal of Biogeography* 39:488-496

Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Galiano L, Retana J (2013) Patterns of forest decline and regeneration across Scots pine populations. *Ecosystems* 16:323-335

Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Retana J. (2014) Variation in reproduction and growth in declining Scots pine populations. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 16:111-120

Waring RH (1987) Characteristics of trees predisposed to die. *Bioscience* 37:569-574

Western AW, Grayson RB, Blöschl G (2002) Scaling of soil moisture: a hydraulic perspective. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 30:149-180

J.A. Hódar

Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, E-18071 Granada, España
Correo electrónico: jhodar@ugr.es

22 Incidencia de la procesionaria del pino como consecuencia del cambio climático: previsiones y posibles soluciones

Resultados clave

- Las erupciones poblacionales de procesionaria del pino tienen su origen en una combinación de clima adecuado y hábitats susceptibles.
- Las masivas repoblaciones llevadas a cabo con coníferas en las últimas décadas han exacerbado la incidencia de esta plaga.
- El control de estas erupciones poblacionales debe encaminarse a abordar sus causas y no tanto a paliar sus efectos.
- Tal abordaje pasa por una adecuada gestión que incremente la heterogeneidad y diversifique los pinares, naturales o plantados, haciéndolos menos susceptibles a su ataque.

Contexto

La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*, Lepidoptera: Notodontidae) ha sido y es una de las principales plagas forestales del entorno circunmediterráneo. En tiempos recientes, las masivas repoblaciones con diversas especies del género *Pinus* en dicho entorno, unidas a la tendencia al incremento de las temperaturas, han propiciado un incremento de la extensión e intensidad de sus erupciones poblacionales, así como su aparición en zonas donde su presencia anterior era inexistente o nula (Battisti et al. 2005), algo previsto desde hace tiempo para la mayoría de las plagas forestales (Netherer & Schopf 2010). A la extensión del problema de sanidad forestal se une además uno de salud pública, ya que las larvas de procesionaria son urticantes, y pueden causar serios problemas sanitarios a la población en riesgo (Vega et al. 2011).

La polilla de la procesionaria emerge en verano, y apenas vive uno o dos días como mariposa. Tras el apareamiento la hembra hace su puesta en las acículas de un pino, y 30 ó 40 días después nacen las orugas, generalmente en los meses de agosto y septiembre. Las larvas permanecen agrupadas, cuando reposan o cuando se alimentan, y al llegar el invierno construyen sus llamativos nidos de seda blanca, que les permiten superar los fríos invernales. Tras pasar por cinco estadíos larvarios, entre febrero y abril descienden del árbol, forman las conocidas "procesiones" y se entierran finalmente en el suelo, donde pasan a la fase de crisálida. En verano las crisálidas eclosionan y surgen de nuevo las polillas, que cierran el ciclo. Así pues, a diferencia de los lepidópteros e insectos más conocidos, que suelen tener sus fases larvarias en primavera-verano, la procesionaria cubre sus etapas larvarias en invierno, y esta es una de las razones por las que es tan sensible a los incrementos de temperatura. Otra particularidad de gran importancia en la dinámica poblacional es que, aunque en general la especie se comporta como univoltina (esto es, que tiene una generación al año), un cierto porcentaje de las crisálidas no emerge como polilla en su primer verano, sino en alguno de los siguientes (hay registradas diapausas de hasta nueve años), lo que dificulta mucho su control.

Aunque la defoliación por la procesionaria es visualmente impactante, en realidad sus efectos finales sobre los pinos atacados son limitados. La defoliación invernal es menos dañina para los pinos que la estival, y como consecuencia la procesionaria rara vez provoca la muerte del árbol atacado; incluso la reducción de crecimiento, muy espectacular a corto plazo (Jacquet et al. 2012), suele ser transitoria (Palacio et al. 2011, Linares et al. 2014). Sólo en combinación con otras plagas o estreses abióticos (sequías), o cuando se da de forma reiterada sobre el mismo árbol los efectos son realmente negativos. Una intensificación de estos estreses sí podría crear una

situación bastante negativa: en España casi la mitad de los bosques españoles están constituidos por coníferas, total (34,5%, muy mayoritariamente pinos) o parcialmente (19.1%, mezclados con frondosas, IFN3 1997-2007), y prácticamente todos ellos, en razón de las condiciones climáticas en la península ibérica, son susceptibles de ser atacados por la procesionaria (Montoya & Hernández 1998). Esto da una idea de las dimensiones del problema que representa la procesionaria para la gestión de estos bosques. Pero los países circunmediterráneos vecinos al nuestro no son una excepción, y así Francia, Italia, Turquía o Portugal están afectados por problemas similares al nuestro. Urge, por lo tanto, encontrar soluciones comunes frente a un mismo problema.

Las estrategias de lucha contra la procesionaria han pasado de un uso intensivo de insecticidas (del DDT al diflubenzurón, pasando por el Btk) a mediados del siglo XX a procedimientos mucho menos agresivos y enmarcados en programas de lucha integrada en la actualidad. Programas perfectamente establecidos como el de lucha integrada contra la procesionaria del pino en Andalucía (en funcionamiento desde 1994), requieren del uso de fumigaciones aéreas en apenas el 6% en promedio anual (datos 1998-2012 sobre un total de 780000 ha; Rodríguez-Reviriego 2013) de la superficie de pinar, en combinación con otras estrategias menos agresivas como la eliminación manual de bolsones, o la colocación de cajas anidaderas para favorecer a aves insectívoras, y trampas de feromona. En cualquier caso, la utilidad de las fumigaciones está en discusión, revelándose claramente dependiente de los objetivos que persiga la gestión del bosque (Aimi et al. 2006, Gatto et al. 2009). Por otro lado, la propia eficacia de las fumigaciones como controladoras de la plaga ha sido puesta en entredicho (Cayuela et al. 2011), ya que no representan una reducción en la incidencia de la defoliación mayor de la que de por sí presenta la infestación en su dinámica cíclica natural.

Durante los últimos 15 años se han llevado a cabo una serie de estudios, observacionales y experimentales, en el Espacio Natural Protegido de Sierra Nevada, con el fin de dilucidar los factores que determinan las erupciones poblacionales periódicas de la procesionaria del pino. A continuación se describen brevemente los resultados de dichos estudios y las conclusiones que pueden extraerse de ellos, así como las estrategias que pueden proponerse para una mejor mitigación de los previsibles efectos que el cambio climático tendrá en su incidencia.

Resultados y Discusión

Hay cuatro aspectos fundamentales de la biologia de la procesionaria que pueden ayudar a entender su dinámica cíclica y su eventual irrupción como plaga: la relación con la planta hospedadora, la interacción con los depredadores y parasitoides, la capacidad para sobrevivir en diapausa en el suelo como pupa, y la relación de su trayectoria poblacional con diferentes factores climáticos. Todos ellos pueden ser potencialmente alterados por el cambio climático, en particular por el incremento de las temperaturas y la alteración de los patrones de precipitación.

La interacción procesionaria-pino

Los pinos disponen de una capacidad de respuesta limitada para defenderse de la procesionaria. Tras un episodio de defoliación, los cambios en la calidad nutritiva de las acículas experimentados por los árboles fueron escasos. Aparte de un leve incremento en el contenido de nitrógeno en *P. sylvestris*, los pinos defoliados muestran unos parámetros de calidad como alimento (nitrógeno, fenoles, taninos, terpenos) indistinguibles de los pinos no defoliados. Tanto es así que las variaciones anuales no achacables a defoliación, o la simple variabilidad entre individuos, son bastante más amplias que el supuesto efecto de la defoliación en la química de las acículas. Por otro lado, las tres especies de pino examinadas (*P. sylvestris*, *P. nigra* y *P. pinaster*) respondieron en general del mismo modo, apuntando que los pinos basan más su defensa química en defensas constitutivas (aquellas presentes sin que medie ataque previo de herbívoros) que en inducibles (las que incrementan su cuantía tras sufrir la planta herbivorismo). Esto se ve corroborado en que la supervivencia de las larvas de procesionaria hasta

Figura 1.

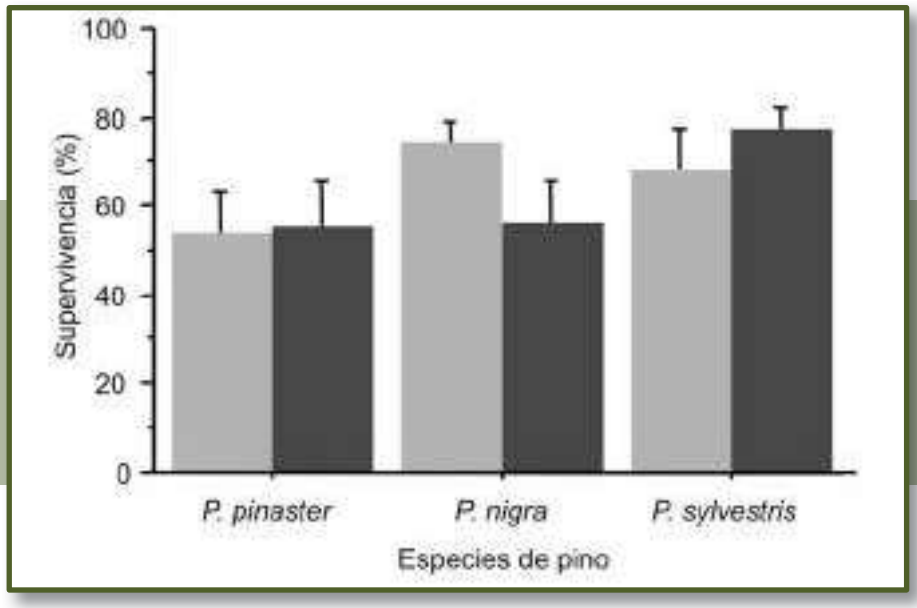


Figura 1. Supervivencia (media ± 1 error estándar) hasta segundo instar de las larvas de procesionaria alimentadas con pinos control (barras blancas) y defoliados (barras oscuras).

Fuente: Modificado de Hódar et al. (2012b).

segundo instar no muestra diferencias significativas ni entre las tres especies de pino ni entre pinos controles y pinos defoliados (Fig. 1). La constancia en la respuesta de las tres especies de pino y el mayor peso de las defensas constitutivas frente a las inducibles sugiere que esta interacción va a ser poco afectada por la alteración del marco climático, aunque está por ver cómo responderían los pinos a la defoliación en una situación más estresante (mayores temperaturas, menor precipitación) que la actual.

La interacción procesionaria-depredadores y parasitoides

Los depredadores más habituales de las puestas de procesionaria son los saltamontes efipigéridos, que en algunos años y zonas pueden consumir más de la mitad de las puestas. En Sierra Nevada, donde el depredador más abundante es *Steropleurus andalusius*, la tasa de depredación osciló, en los dos años de estudio y en las tres parcelas, entre el 0 y el 25%. Mediante un experimento de adición de puestas se comprobó que los efipigéridos no muestran ningún tipo de respuesta numérica frente a la variación en densidad de las puestas de procesionaria. Asimismo, no hay una relación clara entre densidad de puestas y densidad de efipigéridos, siendo la de éstos máxima en parcelas con densidad de puestas intermedia y en cambio estuvieron casi ausentes en parcelas con muy alta densidad de puestas (Hódar et al. 2013).

Un análisis de uso del hábitat por parte de los efipigéridos sugiere que el consumo de puestas de procesionaria, aunque ocasionalmente elevado, al menos para *Steropleurus andalusius* es un subproducto de su selección de hábitat. Los machos de esta especie suben a matorrales y árboles para estridular y atraer a las hembras, y éstas suben a esos mismos árboles y arbustos para aparearse. Cuando el árbol escogido es un pino, pueden encontrar puestas de procesionaria y si es así las consumen, pero de hecho otros árboles y arbustos son usados tanto o más que los pinos. Un análisis de selectividad de microhábitat indica que los pinos no son usados por encima de su disponibilidad, al igual que ocurre con las principales especies de arbustos disponibles. Todo esto sugiere que los efipigéridos, como depredadores generalistas que son, tendrían poca utilidad como controladores de las plagas de procesionaria: una vez que la densidad de procesionaria sobrepasa un determinado nivel escaparían del control de los efipigéridos. Sin embargo, sí que pueden resultar un valioso mantenedor de las poblaciones de procesionaria a bajas densidades, merced a su elevada densidad y su ocasionalmente elevada tasa de consumo (Klemola et al. 2002).

El tamaño del huevo de procesionaria permanece bastante constante entre años y entre zonas. El número de huevos por puesta es algo más variable, aunque es difícil establecer un patrón claro; tan sólo hay una cierta tendencia a que las puestas sean más grandes a mayor altitud. Sí hay, por contra, un claro patrón en la intensidad de parasitismo en los huevos: a mayor altitud, menor parasitación. El porcentaje puede variar desde un 50% de huevos parasitados en cotas bajas hasta casi cero por encima de los 2000 m de altitud (Fig. 2). Este patrón se debe tanto a la identidad de los parasitoides como a su abundancia. A cotas bajas aparecen dos parasitoides diferentes, *Ooencyrtus pityocampae* y *Baryscapus servadei* , el primero parasitoide generalista y el segundo bastante específico de la procesionaria. *Baryscapus* es muy común en cotas bajas pero se vuelve bastante raro a partir de 1500 m de altitud, y *Ooencyrtus*, aunque llega a las cotas más elevadas, muestra un claro descenso en abundancia conforme incrementa la altitud. Es posible que en las cotas más elevadas los parasitoides tengan más dificultades para tolerar las condiciones ambientales o para encontrar alimento (y en el caso de *Ooencyrtus*, hospedadores alternativos). En todo caso, está por ver cómo se reajusta esta interacción en el contexto de incremento de temperatura en que nos encontramos. Aparentemente, mientras que la procesionaria ha conseguido establecerse bien en las cotas más elevadas (es allí donde hay una mejor relación entre variables climáticas y defoliación, ver apartado 3.4), no ocurre así con sus parasitoides de huevos, lo que limitaría su capacidad como controladores en estas cotas donde su concurso es precisamente más necesario.

Figura 2.

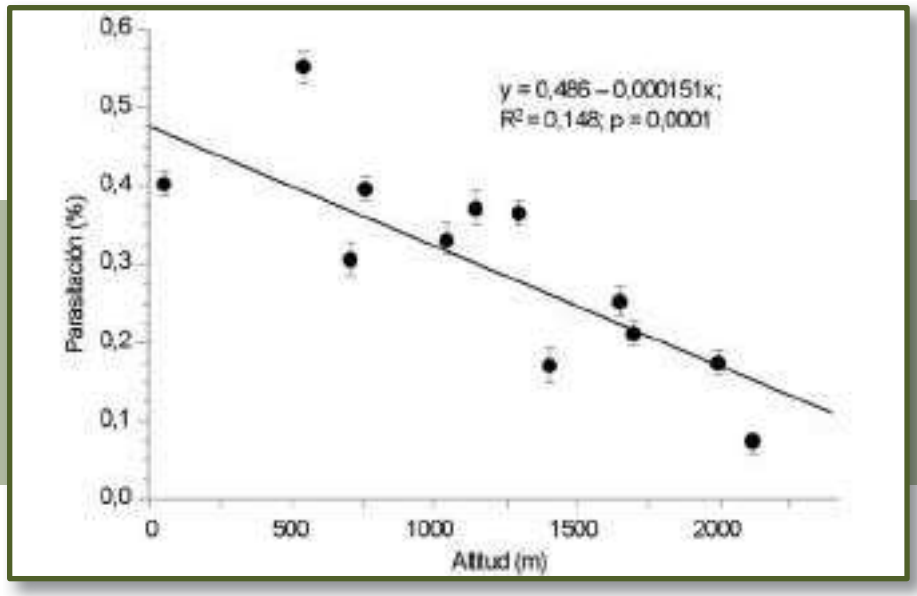


Figura 2 . Variación en la tasa de parasitación en las puestas de procesionaria a lo largo de varios gradientes altitudinales en la provincia de Granada. Cada punto (media ± 1 error estándar) representa la tasa promedio de las parcelas a la misma altitud y de los cuatro años de estudio (2008-2011), para un total de 1727 puestas.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos no publicados.

La capacidad de la procesionaria para sobrevivir en diapausa en el suelo

La procesionaria pupa en el suelo y, habitualmente tras varias semanas de metamorfosis, emerge como mariposa dentro del mismo año calendario en que se enterró como larva. Pero hay un cierto porcentaje de pupas que no emergen el mismo año de enterramiento, sino en años sucesivos, y esta reserva de individuos permite sortear mortalidades masivas en los inviernos en que las larvas no se desarrollan bien. Usualmente se admite que el porcentaje de pupas en diapausa prolongada es mayor cuanto más frío es el sitio, lo que en nuestro caso equivaldría a mayor altitud. Sin embargo, en enterramientos experimentales realizados en una zona relativamente elevada (1650 m de altitud) de Sierra Nevada el 95% de las polillas emergieron el mismo verano del enterramiento, y el porcentaje de pupas que alcanzaron el tercer verano en diapausa apenas llegó al 5% (en los Alpes menos del 5% emerge el año de enterramiento, Aimi et al. 2006). Normalmente se atribuye la entrada en diapausa pupal prolongada a la combinación entre períodos hábiles e inhábiles para la alimentación de las larvas (Démolin 1969a), aunque aún no está del todo establecido.

Los enterramientos experimentales ofrecieron otro tipo de datos que resultaron de gran interés con vistas a diseñar estrategias de control. Las larvas enterradas apenas sobrevivieron cuando el enterramiento tenía lugar en bosque cerrado, y se redujo mucho su supervivencia en enterramientos bajo matorral, en comparación con el suelo desnudo. Esto se corresponde con la tendencia de la procesionaria de buscar terrenos despejados para enterrarse. Posiblemente la existencia de patógenos como el hongo *Cordiceps militaris* o depredadores (nematodos, otros artrópodos) sea mayor bajo cobertura vegetal que en suelo desnudo, amén de la menor temperatura en el suelo bajo dicha cobertura, que debe retrasar la actividad metabólica en un proceso tan exigente como la metamorfosis. Por otro lado, dentro de los enterramientos experimentales en suelo desnudo, la supervivencia de pupas y emergencia de polillas no varió en número cuando se incrementaba o se disminuía la humedad en el suelo respecto al tratamiento control, pero sí cambiaba la fenología de emergencia de las polillas, siendo más temprana cuanto menor era la humedad del suelo. Aunque en los tres tratamientos hubo emergencia de polillas durante todo el verano, la mayor tasa de emergencia en el tratamiento de sequía se adelantó casi un mes con respecto al del tratamiento de riego (Fig. 3, Hódar et al. 2012b). Dado que el tiempo que transcurre entre la puesta y el nacimiento de las larvas es bastante fijo, y que las larvas recién nacidas son las más sensibles a las condiciones climáticas y a la calidad del alimento disponible, una diferencia de un mes en el pico fenológico supone un cambio radical en las posibilidades de supervivencia.

Un futuro incremento de las temperaturas, acompañado por una reducción de la precipitación, nos aproximaría al escenario de sequía simulado en nuestro experimento, lo que supondría que las larvas, al nacer antes, podrían llegar en un estadio más avanzado de desarrollo al comienzo del invierno, y por tanto presumiblemente en mejores condiciones para superarlo. Sin embargo, es necesario conocer cómo afectarían esos mismos cambios a la planta, de cuya calidad depende la supervivencia de las larvas recién nacidas (Hódar et al. 2002, 2004). Un verano más cálido y más seco permitiría un desarrollo más temprano de las hojas del año, lo que incrementaría la supervivencia de la procesionaria, que prefiere hojas maduras, por lo que *a priori* podríamos anticipar que se verán también favorecidas en este sentido.

Figura 3.

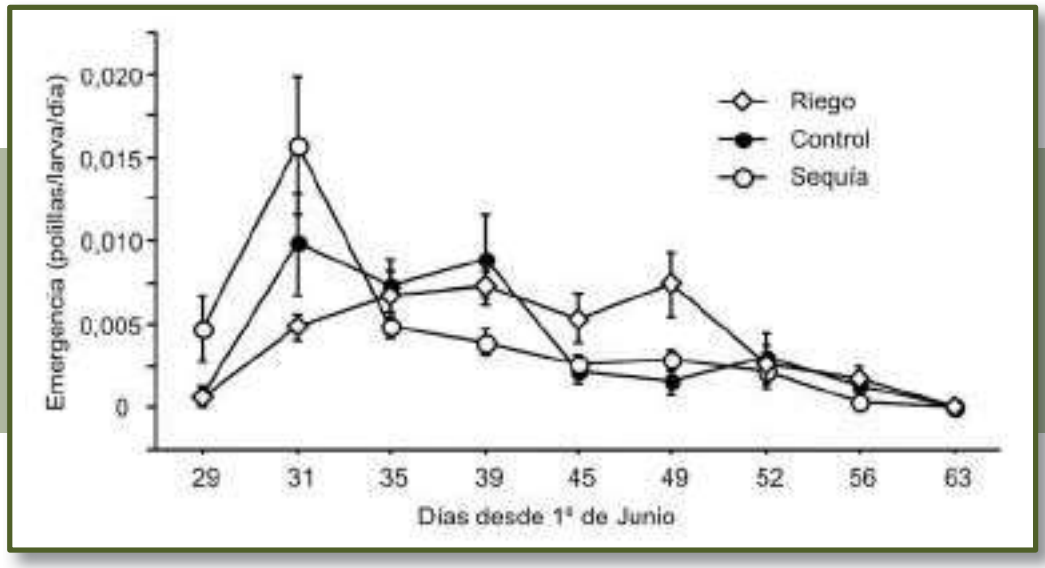


Figura 3. Fenología de emergencia (medias ± 1 error estándar) de las polillas de procesionaria en función del tratamiento de humedad en los enterramientos forzados en el Jardín de la Cortijuela. Riego: adición de 12 mm de agua por semana de abril a octubre; control: sin alteración del patrón natural de lluvia; sequía: reducción un 30% de la lluvia recibida de abril a octubre.

Fuente: Modificado de Hódar et al. (2012b).

La relación entre la trayectoria poblacional de la procesionaria y diferentes factores climáticos

Pese a la reconocida incidencia del clima en las plagas de procesionaria, e incuso de los modelos fenológicos basados en las condiciones ambientales (Démolin 1961a, b), ha habido pocos intentos dirigidos específicamente a relacionar variables ambientales concretas con la dinámica poblacional de la procesionaria (pero ver Hódar & Zamora 2004, Hódar et al. 2012a). Para Sierra Nevada se ha encontrado una buena relación entre la temperatura mínima invernal y la incidencia de procesionaria al invierno siguiente (Hódar & Zamora 2004). A una escala más amplia, la de Andalucía, la procesionaria suele tener picos de incidencia cada cinco-seis años, lo que en principio se ajusta mucho mejor a un ciclo dirigido por factores biológicos que climáticos (Hódar & Zamora 2009). Sin embargo, los mínimos poblacionales de procesionaria en Andalucía para el período 1993-2007 han coincidido con años de NAO (Oscilación Atlántico Norte) invernal negativa, y la correlación entre los valores de NAO y la ulterior defoliación es tanto mayor cuanto mayor es la altitud a la que se encuentra el pinar (Hódar et al. 2012a). No está claro, pues, qué es realmente lo que determina la dinámica poblacional de la procesionaria. En conjunto, una hipótesis de trabajo puede ser que los años de NAO invernal negativa, que en nuestra región se corresponden con inviernos suaves y húmedos, desencadenan la explosión poblacional, dándose la máxima incidencia de defoliación uno o dos inviernos más tarde. Tras el pico, el efecto combinado de inviernos más fríos, pinos previamente defoliados (de peor calidad como alimento), e incremento de las poblaciones naturales de depredadores y parasitoides, retornan la población a niveles crónicos.

Figura 4.

Figura 4. Defoliación masiva por procesionaria del pino en el pinar de la Cortijuela del Trevenque (Parque Nacional de Sierra Nevada), 2010/05/21. El pinar incluye pino albar (*Pinus sylvestris*) y salgareño (*P. nigra*). A pesar de la espectacularidad de las fotos, no hubo mortalidad asociada, y el pinar se recuperó perfectamente. (Fotos: J.A. Hódar).

Fuente: Jose Antonio Hódar.

Recomendaciones para la adaptación

Todas las predicciones apuntan a que las plagas como la procesionaria van a incrementar su expansión y virulencia como consecuencia del cambio climático, y los estudios efectuados sugieren que los métodos tradicionales de control, como las fumigaciones o el control manual de bolsones, van a tener una efectividad limitada. Esto no los descarta para resolver situaciones puntuales, por ejemplo en zonas de alta actividad humana, pero sí como opciones de aplicación general. El control no debe efectuarse mediante un ataque directo (químico o biológico) a la plaga, sino reduciendo su capacidad de crecimiento mediante manejos adecuados del hábitat. En particular, la diversificación de las masas homogéneas de pinar que cubren nuestros montes es la estrategia más propicia, ya que por un lado restaría hospedadores adecuados a la plaga y por otro ofrecería sustento alternativo a depredadores y parasitoides, además de reducir la efectividad de la diapausa prolongada en suelo (ya que la supervivencia de las pupas es menor en todo lo que no sea suelo desnudo). En este sentido, la reducción de densidad y la diversificación y heterogeneidad de los pinares repoblados es la recomendación más general que puede darse para la futura gestión de estas masas arboladas.

Material suplementario

Casi todos los estudios aquí descritos se han llevado a cabo en el Espacio Natural Protegido de Sierra Nevada, en concreto en las localidades de la Loma de Lanjarón y la Cortijuela del Trevenque, en la provincia de Granada. La Loma de Lanjarón es un gradiente homogéneo de suelo silíceo y exposición W, en el que hay diversas repoblaciones de pinar desde los 1000 m de altitud hasta los 2200; se han usado tres parcelas situadas a 1300, 1700 y 2100 m de altitud, y caracterizadas respectivamente por *Pinus pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris*. El estudio de la diapausa en las pupas de procesionaria se efectuó en el Jardín de la Cortijuela del Trevenque, un antiguo vivero forestal vallado, de suelo calizo y situado a 1600 m de altitud, con *P. nigra* y *P. sylvestris* en los alrededores. Una descripción más detallada de los lugares y procedimientos puede encontrarse en Hódar et al. (2012b).

La interacción procesionaria-pino

Para estudiar la interacción planta-herbívoro entre la procesionaria y su planta nutricia, seleccionamos diez tríos de pinos, similares en altura y aspecto, en cada una de las parcelas de Lanjarón. En cada trío, uno de los pinos quedó como control, y a los otros dos se les añadieron bolsas de procesionaria hasta provocar su total defoliación. El invierno siguiente colocamos en cada pino seis puestas de procesionaria, y recogimos tanto la puesta como las larvas una vez que éstas llegaron a segundo instar. La supervivencia de las larvas se analizó entonces en relación con la especie de pino y el tratamiento (control vs defoliado) a que fue sometido. Además, de cada pino se recogieron, en el momento de su selección y durante la alimentación de las larvas, acículas del año en curso, que fueron analizadas para determinar su contenido en nitrógeno (análisis elemental), fenoles (Folin-Ciocalteu), taninos condensados (proantocianidina), y terpenos (cromatografía de gases).

La interacción procesionaria-depredadores y parasitoides

La actividad depredadora de los efipigéridos se estudió en las tres parcelas de la Loma de Lanjarón. En cada parcela se marcaron transectos en los que periódicamente registramos tanto efipigéridos como puestas de procesionaria, observando la relación numérica y fenológica entre ambas variables; también examinamos el uso del hábitat de los efipigéridos y lo comparamos con la vegetación disponible. Finalmente, en varios transectos incrementamos artificialmente el número de puestas de procesionaria y contabilizamos la respuesta numérica de los efipigéridos.

La actividad de los parasitoides de los huevos se examinó en un estudio de más amplia escala, consistente en recoger puestas ya nacidas en 18 parcelas en las provincias de Granada y Almería, abarcando un amplio abanico de condiciones ambientales: desde el nivel del mar hasta 2200 m de altitud y desde la costa hasta el interior frío de Granada (Hódar et al. 2012b). En cada parcela se recogieron, siempre que fue posible, 30 puestas por temporada (2008-2011). Las puestas se examinaron bajo lupa binocular, estimando el diámetro promedio de los huevos y contabilizando el número de huevos por puesta, éxito de nacimiento y tasa de parasitación. En el presente trabajo, la tasa de parasitación se calculó sumando los huevos depredados por parasitoides y los huevos no nacidos, ya que éstos usualmente están depredados por parasitoides que no llegan a término.

La capacidad de la procesionaria para sobrevivir en diapausa en el suelo

El estudio de la diapausa pupal se realizó mediante dos enterramientos forzados en el Jardín de la Cortijuela, uno con la humedad del suelo como variable, el otro con el microhábitat de enterramiento.

La instalación consistió en una serie de cuadrados o bloques de 2 x 2 m en los que, en otoño de 2009, enterramos cilindros de malla mosquitera (30 cm de profundidad, 15 cm de diámetro) con tierra. En primavera recogimos 8200 larvas durante el proceso natural del enterramiento de las larvas, y tras repartirlas en lotes de 50 larvas las asignamos aleatoriamente a las mallas. La parte superior de la malla podía cerrarse de modo que las mariposas que emergían quedaban encerradas hasta su recogida.

En el primer experimento, que incluía nueve bloques, excluimos el 30% del agua de lluvia recibida durante los meses de abril a octubre en tres de los bloques; regamos durante esos mismos meses con una cantidad equivalente a unos 12 mm de precipitación cada semana otros tres bloques; y finalmente dejamos tres bloques como control. Los nueve bloques estaban en una zona desprovista de vegetación. En cada bloque designamos seis mallas para contabilizar la emergencia de mariposas y cuatro para extracciones anuales que nos perimitieron contabilizar las pupas que quedaban vivas de una temporada a otra. El experimento de hábitat fue idéntico al anterior, pero en lugar de tres tratamientos de modificación del agua que recibían, colocamos tres bloques en tres hábitats diferentes (sumando un total de nueve bloques): bosque de pinos, matorral, y claro o zona despejada.

La relación entre la trayectoria poblacional de la procesionaria y diferentes efectores climático

La Unidad de Red de Daños y Equilibrios, División de Planificación y Gestión de la Biodiversidad, de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, cuenta con un ejemplar programa de seguimiento de la incidencia de la procesionaria en los pinares andaluces, que permite la gestión y el control de esta plaga. Desde 1992, la incidencia de la procesionaria es registrada por los Agentes de Medio Ambiente en los rodales de pinar andaluces, definidos según características del terreno (orientación, altitud, especie de pino, etc.) que afectan directamente al comportamiento de la plaga. El grado de infestación de cada rodal se estima mediante una variable semicuantitativa que va desde 0, ausencia de daño por procesionaria, hasta 5, defoliación completa del rodal (Montoya & Hernández 1998). Estos datos constituyen una magnífica serie temporal por su extensión en el espacio y en el tiempo, y la hemos sometido a herramientas de análisis de series temporales (Hódar & Zamora 2009) y a análisis predictivos usando variables climáticas como determinantes de la dinámica poblacional de la procesionaria (Hódar et al. 2012a).

Agradecimientos

Los resultados aquí expuestos proceden del trabajo de campo y laboratorio financiado, entre otros, con los proyectos PROPINOL (PN22/2008) del OAPN, CONSOLIDER-MONTES (CSD2008-00040) del MICYT y GESBOME (P06-RNM-1890) de la Junta de Andalucía, pero las ideas desarrolladas son el resultado de la interacción y discusión con muchas personas, como (sin ánimo de ser exhaustivo y en perfecto desorden alfabético) Regino Zamora, Luis Cayuela, Lucía Torres Muros, Rodolfo Hernández, Gerardo Sánchez Peña, Andrea Battisti y Stig Larsson. La Red de Daños y Equilibrios de la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía nos proporcionó acceso a las bases de datos del programa de seguimiento de la procesionaria en Andalucía. Dos revisores anónimos contribuyeron a una mejora en el manuscrito. Finalmente pero no en último lugar, gracias a Asier Herrero y Miguel Ángel Zavala por invitarme a contribuir en esta obra.

Referencias bibliográficas

Aimi A, Zocca A, Minerbi S, Hellrigl K, Gatto P, Battisti A (2006) The outbreak of the pine processionary moth in Venosta/Vinschgau: ecological and economic aspects. *Forest Observer* 2-3:69-80

Battisti A, Stastny M, Netherer S, Robinet C, Schopf A, Roques A, Larsson S (2005) Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications* 15:2084-2096

Cayuela L, Hódar JA, Zamora R (2011) Is insecticide spraying a viable and cost-efficient management practice to control pine processionary moth in Mediterranean woodlands? *Forest Ecology and Management* 261:1732-1737

Demolin G (1969a) Bioecología de la "procesionaria del pino" *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Incidencia de los factores climáticos. *Boletín del Servicio de Plagas Forestales* 12:9-24

Demolin G (1969b) Comportement des adultes de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Dispersion spatiale, importance écologique. *Annales de Sciences Forestiéres* 26:81-102

Gatto P, Zocca A, Battisti A, Barrento MJ, Branco M, Paiva MR (2009) Economic assessment of managing processionary moth in pine forests: A case study in Portugal. *Journal of Environmental Management* 90:683-691

Hódar JA, Zamora R, Castro J (2002) Host utilisation by moth and larval survival of pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* in relation to food quality in three *Pinus* species. *Ecological Entomology* 27:292-301

Hódar JA, Zamora R (2004) Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500

Hódar JA, Zamora R, Castro J, Baraza E (2004) Feast and famine: previous defoliation limiting survival of pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* in Scots pine *Pinus sylvestris*. *Acta Oecologica* 26:203-210

Hódar, JA, Zamora, R (2009) Influencia de los factores abióticos y bióticos en la defoliación por la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) en los pinares andaluces. *Actas del 5º Congreso Forestal Español,* Ávila (España), 21-25 Septiembre 2009

Hódar JA, Zamora R, Cayuela L (2012a) Climate change and the incidence of a forest pest in Mediterranean ecosystems: can the North Atlantic Oscillation be used as a predictor? *Climatic Change* 113:699-711

Hódar JA, Torres-Muros L, Senhadji K, Cayuela L, Zamora R. (2012b) Interacción planta-herbívoro y dinámica poblacional de la procesionaria del pino en el Parque Nacional de Sierra Nevada en el marco del cambio global. En: *Proyectos de investigación*

en Parques Nacionales: 2008-2011. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. EGRAFSA, Madrid, págs. 387-406

Hódar JA, Torres-Muros L, Senhadji K (2013) Timing and intensity of bush-crickets predation on egg batches of pine processionary moth: no evidence of population control. *Agricultural and Forest Entomology* 13:204-211

IFN3 (1997-2007) *Tercer inventario Forestal* Nacional. Disponible en http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ifn3.aspx

Jacquet JS, Orazio C, Jactel H (2012) Defoliation by processionary moth significantly reduces tree growth: a quantitative review. *Annals of Forest Science* 69:857-866

Klemola T, Tanhuanpää M, Korpimäki E, Ruohomäki K (2002) Specialist and generalist natural enemies as an explanation for geographical gradients in population cycles of northern herbivores. *Oikos* 99:83-94

Linares JC, Senhadji K, Herrero A, Hódar JA (2014) Growth patterns at the southern range edge of Scots pine: Disentangling the effects of drought and defoliation by the pine processionary caterpillar. *Forest Ecology and Management* 315:129-137

Montoya R, Hernández R (1998) *La procesionaria del pino. Plagas de insectos en las masas forestales españolas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, pp. 67-84

Netherer S, Schopf A (2010) Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management* 259:831-838

Palacio S, Hernández R, Maestro-Martínez M, Camarero JJ. 2012. Fast replenishment of initial carbon stores after defoliation by the pine processionary moth and its relationship to the re-growth ability of trees. *Trees* 26:1627-1640

Rodríguez-Reviriego S (2013) Plan de lucha integrada contra la procesionaria del pino. Jornadas de Sanidad Forestal en el Monte Mediterráneo. 14 y 21 de mayo de 2013, Córdoba. Disponible en http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/montes/gestion_forestal_sostenible/equilibrios_biologicos/jornadas_sanidad_forestal/ponencias%202%20dia/siete.pdf.

Vega JM, Moneo I, Ortiz JC, Palla PS, Sanchís ME, Vega J, Gonzalez-Muñoz M, Battisti A, Roques A (2011) Prevalence of cutaneous reactions to the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) in an adult population. *Contact Dermatitis* 64:220-2288

G. Sangüesa-Barreda[1*], J.C. Linares[2] y J.J. Camarero[3,4]

[1] *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[2] *Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, Ctra. Utrera km. 1, 41002 Sevilla, España*
[3] *ARAID, Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Avda. Montañana 1005, Apdo. 202, 50192 Zaragoza, España*
[4] *Dept. d`Ecologia, Fac. Biología, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 645, 08028 Barcelona, España*
**Correo electrónico: gsanguesa@ipe.csic.es*

23 La sequía y el muérdago actúan como factores de estrés combinados en el decaimiento de bosques de pino silvestre

Resultados clave

- La sequía (agente abiótico) y el muérdago (biótico) son dos de los factores de estrés que provocan el decaimiento del bosque. Ambos elementos causan la reducción del crecimiento radial e inducen defoliación.
- La reducción de crecimiento radial de los árboles con mayor abundancia de muérdago es más acentuada en el ápice de la copa y durante años secos.
- La pérdida de crecimiento de los árboles infestados respecto a los no infestados se produce en una o dos décadas lo que sugiere que la dinámica de infestación es reciente.

Contexto

En los últimos años se han detectado fenómenos de decaimiento forestal caracterizados por tasas elevadas de mortalidad y defoliación, así como pérdidas de crecimiento. Estos eventos de mortalidad y pérdida de vigor se han citado en numerosos ecosistemas de todo el mundo. El decaimiento del bosque se ha asociado a la interacción de múltiples factores, tanto bióticos (patógenos, defoliadores, parásitos o hemiparásitos) como abióticos, particularmente el estrés climático asociado a sequías severas o prolongadas (Allen et al. 2010). Habitualmente el muérdago es considerado un agente biótico que contribuye al decaimiento del bosque en áreas con déficit hídrico acentuado (Tsopelas et al. 2004, Dobbertin et al. 2005). Sin embargo, el muérdago también puede ser un factor de predisposición por el debilitamiento del árbol huésped que genera, provocando así la reducción del crecimiento y fomentando la defoliación en árboles fuertemente infestados (Dobbertin & Rigling 2006, Galiano et al. 2010). De esta forma, en el nuevo contexto de cambio climático la mayoría de los modelos predicen un aumento de la aridez y un aumento de la frecuencia e intensidad de las sequías extremas y con ello una mayor vulnerabilidad de los bosques afectados por muérdago. En este sentido, trabajos como el de Rigling et al. (2010) sugieren que la presencia de muérdago en los árboles huésped incrementa el riesgo de mortalidad por sequías aumentando su vulnerabilidad frente al estrés climático, especialmente cuando estos crecen en ambientes xéricos.

Las interacciones entre los distintos factores causantes del decaimiento del bosque pueden ser complejas, ya que el cambio climático podría alterar las relaciones entre los organismos y los árboles afectados en ecosistemas propensos a las sequías, con importantes implicaciones para el crecimiento de los árboles (Ayres & Lombardero 2000). Sin embargo, existe poca información a largo plazo de los efectos de la interacción del muérdago y las sequías sobre el crecimiento del árbol huésped, y si estos dos factores de estrés tienen un efecto negativo combinado. Un estudio retrospectivo de los patrones de crecimiento radial en árboles infestados y sanos en distintas localidades y partes del tronco, puede permitir evaluar los efectos del muérdago sobre la producción de madera, una variable que nos permite estimar la capacidad de asimilar carbono por parte del árbol e incluso su probabilidad de muerte (Ogle et al. 2000).

El muérdago (*Viscum album* L.) es una planta hemiparásita perennifolia que toma agua y carbohidratos del árbol huésped (Zuber 2004, Glatzel & Geils 2009). El muérdago también es una especie clave para el mantenimiento de la biodiversidad, ya que sus frutos alimentan diversas especies de aves durante el invierno (Mathiesen et al. 2008). Por otro lado, el pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) es la conífera con el área de distribución más amplia en el mundo. Las poblaciones

ibéricas de pino silvestre se encuentran cerca del límite sur de distribución de la especie, y por lo tanto es esperable que sean poblaciones muy susceptibles al decaimiento inducido por sequías (Martinez-Vilalta & Piñol 2002, Candel-Pérez et al. 2012). Estudios previos señalan que el muérdago puede afectar adversamente el crecimiento y vigor de los árboles a largo plazo (Dobbertin et al. 2005, Shaw et al. 2008). Es esperable que los efectos del muérdago sobre el crecimiento sean más patentes en áreas relativamente secas cerca del límite sur de distribución. Por ejemplo, en zonas xéricas de los Alpes suizos, árboles infestados por muérdago muestran tasas de mortalidad dos veces mayores que los árboles no afectados (Dobbertin & Rigling 2006). Además en los bosques de Norteamérica las defoliaciones relacionadas con especies de muérdago son consideradas como un factor de decaimiento de los árboles afectados (Geils & Hawksworth 2002).

En este trabajo usamos la dendrocronología (estudio de los anillos de crecimiento) para la evaluación de los cambios a largo plazo del crecimiento y su relación con las sequías en cuatro bosques de pino silvestre en el Sistema Ibérico (Alcalá de la Selva; Teruel). Esta zona se encuentra localizada cerca del límite sur de distribución de la especie y presenta gran cantidad de árboles infestados por muérdago. Nuestros objetivos son: (i) determinar las relaciones entre las diferentes variables medidas en árboles huésped (diámetro, altura, diámetro y altura de la copa, frondosidad, incremento de área basal y superficie ocupada por la albura) y la infestación de muérdago, y (ii) cuantificar a largo plazo las tendencias del crecimiento en diferentes localidades y a distintas alturas del tronco, en función de la abundancia del muérdago y el estrés climático debido a sequías.

Resultados y discusión

Relaciones entre la infestación de muérdago y las características de los árboles

En promedio, el 20% de los árboles muestreados mostraban altos grados de infestación por muérdago (Tabla 1). Los árboles fuertemente infestados (Grado de infestación 3; GI3, ver material suplementario) contienen un número medio de 820 matas de muérdago por árbol y las matas vivas más viejas alcanzan los 30 años de edad

Tabla 1. Características de los árboles muestreados en los cuatro sitios de estudio (frecuencia y valores medios ± valores de error estándar). Los árboles usados en el ajuste de los modelos de ecuaciones estructurales (MEE) están indicados en la tercera columna. La edad ha sido estimada mediante el conteo de los anillos en los testigos de madera tomados a 1,3 m.

Sitio	Nº de árboles mues-treados	Nº de árboles usados en los MEE	Árboles muertos (%)	Edad (años)	Diámetro a 1,3 m (cm)	Altura (m)	Diámetro de la copa (m)	Altura de la copa (m)	Frecuencia de árboles basado en su grado de infestación (%)		
									Poco infestados (GI1)	Medianamente infestados (GI2)	Muy infestados (GI3)
SA	50	30	10	67 ± 2	25,55 ± 1, 28	9,88 ± 0,36	5,36 ± 0,19	7,45 ± 0,34	60	20	20
SB	57	37	3	48 ± 2	20,26 ± 0,70	8,02 ± 0,28	4,70 ± 0,17	5,91 ± 1,91	70	10	20
PA	64	38	7	50 ± 1	21,04 ± 0,54	8,92 ± 0,19	4,59 ± 0,15	4,59 ± 0,15	44	36	20
PB	70	53	10	59 ± 3	23,45 ± 1,09	8,69 ± 0,49	4,62 ± 0,23	4,62 ± 0,23	47	23	30

Figura 1

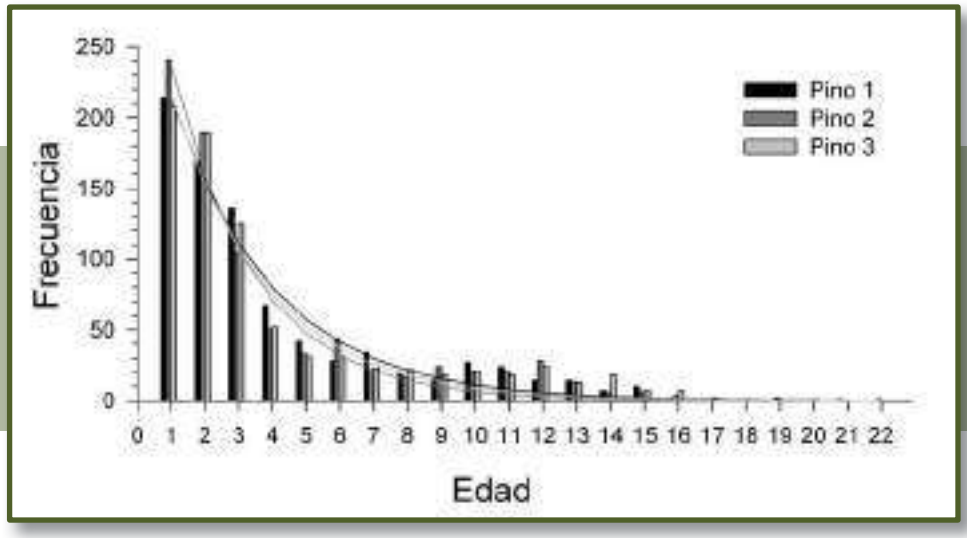


Figura 1. Diagrama de frecuencia de las edades de las matas de muérdago con el ajuste de la curva exponencial para 3 pinos con un grado de infestación severo (GI3). Ver características en Tabla 4.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Comparación de variables estructurales y de crecimiento (incremento de área basal, IAB), de pino silvestre de acuerdo con su grado de infestación (GI1, árboles sin muérdago; GI2, árboles moderadamente infestados; GI3, árboles severamente infestados) para árboles muestreados en parcelas en los cuatro sitios de estudio (SA, SB, PA y PB). Se indica la media ± valores de error estándar y el valor del estadístico (*F*). Letras diferentes indican diferencias significativas (*P*<0,05) entre clases de infestación. El dap (diámetro a la altura del pecho) indica el diámetro del árbol a 1,3 m. Los valores de IAB fueron calculados para el periodo 1995-2008. La edad ha sido estimada mediante el conteo de los anillos en los testigos de madera tomados a 1,3 m.

Niveles de significación: **P* < 0,05; ** *P* < 0,01; *** *P* < 0,001.

Variable	Grado de infestación	SA	*F*	SB	*F*	PA	*F*	PB	*F*
Dap (cm)	GI1	22,3 ± 0,8a	15,3***	19,9 ± 0,6a	13,2***	20,0 ± 0,6a	9,8***	22,5 ± 1,1a	10,0***
	GI2	29,0 ± 1,2b		22,1 ± 1,7a		21,5 ± 0,7b		25,8 ± 1,1b	
	GI3	29,5 ± 1,2b		27,2 ± 1,6b		24,6 ± 0,9b		28,0 ± 1,0b	
Edad (años)	GI1	67,5 ± 2,8	0,3	48,2 ± 1,2	0,8	51,2 ± 4,6	0,8	58,5 ± 5,9	0,9
	GI2	70,6 ± 5,3		47,1 ± 2,7		48,0 ± 4,0		58,6 ± 9,1	
	GI3	67,6 ± 3,9		47,5 ± 1,3		49,8 ± 4,1		60,3 ± 3,6	
Altura (m)	GI1	9,1 ± 0,3	0,8	8,4 ± 0,3	1,9	8,5 ± 0,3	0,1	8,3 ± 0,5	0,2
	GI2	9,5 ± 0,6		8,4 ± 0,6		8,6 ± 0,2		8,4 ± 0,8	
	GI3	9,8 ± 2,0		9,4 ± 0,3		8,8 ± 1,7		8,9 ± 0,5	
Altura de la copa (m)	GI1	7,0 ± 0,3	0,6	6,3 ± 0,3	0,1	6,1 ± 0,3	0,5	6,0 ± 0,4	0,28
	GI2	7,1 ± 0,5		6,0 ± 0,8		6,0 ± 0,3		6,6 ± 0,8	
	GI3	7,2 ± 0,5		6,4 ± 0,4		5,7 ± 0,3		6,1 ± 0,4	
Diámetro de la copa (m)	GI1	4,9 ± 0,2a	3,5*	4,7 ± 0,1a	7,0*	4,5 ± 0,3a	4,5*	4,6 ± 0,2a	5,5**
	GI2	5,3 ± 0,3b		5,1 ± 0,5ab		5,0 ± 0,2ab		5,2 ± 0,4ab	
	GI3	5,7 ± 0,2b		5,5 ± 0,5b		5,6 ± 0,4b		5,9 ± 0,3b	
Frondosidad (%)	GI1	82,9 ± 4,4a	39,6***	84,8 ± 2,5a	33,4***	79,6 ± 5,4a	30,5***	87,0 ± 3,2a	25,4***
	GI2	39,4 ± 5,4b		60,6 ± 6,5b		61,7 ± 4,6b		72,0 ± 7,1a	
	GI3	29,2 ± 4,5b		41,7 ± 6,3b		30,8 ± 5,5c		39,0 ± 6,6b	
IAB (cm^2 $año^{-1}$)	GI1	3,0 ± 0,3a	3,9*	3,7 ± 0,3	0,3	2,7 ± 0,5a	11,0*	6,1 ± 0,7ab	3,4*
	GI2	2,4 ± 0,5ab		3,6 ± 0,8		1,6 ± 0,3b		7,8 ± 1,5a	
	GI3	1,6 ± 0,3b		3,5 ± 0,9		1,5 ± 0,3b		4,3 ± 0,7b	
Área de albura (%)	GI1	67,0 ± 1,9a	16,4***	72,7 ± 1,5	0,8	80,2 ± 3,1a	4,9*	79,5 ± 2,0a	6,7*
	GI2	52,1 ± 4,3b		71,6 ± 5,3		72,4 ± 4,1ab		72,7 ± 5,2ab	
	GI3	51,5 ± 2,9b		68,3 ± 3,9		66,2 ± 3,3b		68,3 ± 2,7b	

Figura 2

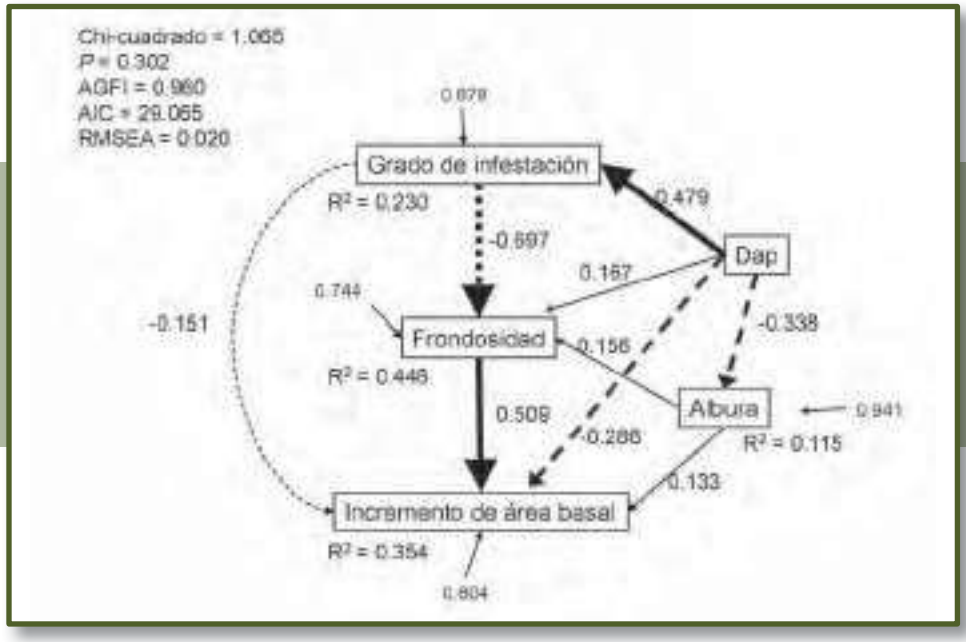


Figura 2. El tamaño de los árboles puede condicionar su grado de infestación de muérdago la cual afecta negativamente a la frondosidad de la copa y al crecimiento radial (incremento de área basal). Se muestra el modelo de ecuaciones estructurales seleccionado que describe los efectos sobre el grado de infestación de muérdago, la frondosidad, el incremento de área basal, el diámetro a la altura del pecho (Dap) y la albura en el pino silvestre. Los valores de los estadísticos ajustados aparecen en la parte superior izquierda (X^2, chi-cuadrado; *P*, probabilidad asociada; AGFI, índice corregido de la bondad del ajuste; AIC, criterio de información de Akaike; RMSEA, error medio cuadrático de aproximación). Efectos positivos y negativos están indicados mediante líneas sólidas y líneas discontinuas, respectivamente. La anchura de las flechas es proporcional al efecto de cada variable (coeficientes estandarizados mostrados cerca de las flechas). Sólo se han representado los coeficientes significativos (*P*<0,05). También aparece la varianza explicada en el caso de las variables dependientes (R^2). Las variables no explicadas (error) se indican mediante flechas cerca de la variable respuesta. En términos relativos, modelos con valores bajos de AIC y RMSEA, y con valores cercanos a uno del índice AGFI y valores elevados de *P* asociados a valores bajos de X^2 corresponden a modelos con mejores ajustes que los que presentan características contrarias.

Fuente: Modificado de Sangüesa-Barreda et al. (2013)

(Figura 1). En todos los sitios de estudio, los árboles con gran cantidad de muérdago tienen un diámetro mayor y las copas más anchas, pero menor frondosidad que los árboles sin muérdago (Tabla 2). En tres de los cuatro sitios los árboles infestados tienen menor crecimiento radial (incremento de área basal, en adelante abreviado como IAB) y área de albura que los árboles no infestados. No se encontraron diferencias en la edad de los árboles con distinta abundancia de muérdago. Tampoco se han encontrado mayores grados de infestación en los árboles más viejos. La variable más fuerte y positivamente relacionada con el grado de infestación fue el diámetro del árbol (Figura 2). El área ocupada por la albura estuvo positivamente relacionada con la frondosidad y el IAB, mientras que el diámetro del árbol estuvo también positivamente relacionado con la frondosidad pero negativamente con el IAB.

De acuerdo con nuestros resultados, los árboles más infestados por muérdago suelen ser individuos dominantes tal y como se ha observado en otros estudios en abetares del Pirineo (Oliva & Colinas 2007). Esto puede ser debido a un efecto de atracción de las aves frugívoras a los árboles de grandes dimensiones y con ramas adecuadas para el posado, aunque no detectamos que los árboles más altos fueran los más infestados. Además, el establecimiento y desarrollo del muérdago se ve favorecido en partes iluminadas de la copa (Zuber 2004). Por lo que es esperable que individuos dominantes con copas iluminadas sean más propensos a presentar muérdago que individuos con características opuestas.

Los efectos de las sequías y del muérdago sobre el crecimiento dependen del sitio y de la altura del tronco en los que se evalúan

En las series de crecimiento a distintas alturas del árbol encontramos como los árboles sin muérdago (GI1) muestran mayores valores que los árboles moderados (GI2) y fuertemente infestados (GI3), pero estas divergencias aparecen principalmente desde el año 2001 (Figura 3). La divergencia de crecimiento entre árboles con diferente grado de infestación en respuesta a las sequías fue mayor en las muestras de madera tomadas en el ápice de la copa que en aquellas tomadas a 1,3 m o en la base del tronco. Durante los últimos 3 años, los árboles sin muérdago muestran valores de crecimiento IAB dos veces superiores (o incluso más si se consideran los datos del ápice) que los observados en árboles fuertemente infestados. Las pérdidas de crecimiento de los árboles fuertemente infestados fueron mayores tras años secos y en el ápice, donde los carbohidratos sintetizados en las acículas deben recorrer un trayecto más corto para convertirse en madera que en el resto de posiciones del tronco. Los árboles con infestaciones moderadas y severas muestran patrones similares de crecimiento radial, lo que sugiere que una clasificación más concisa de niveles de infestación, en lugar de clases discretas, podría ser más apropiada para la detección de decaimiento del crecimiento asociado al muérdago. Los efectos del muérdago sobre el crecimiento son más claros en muestras apicales que en otras alturas del tronco, pese a que la medida estándar de crecimiento suele hacerse a 1,3 m.

Figura 3

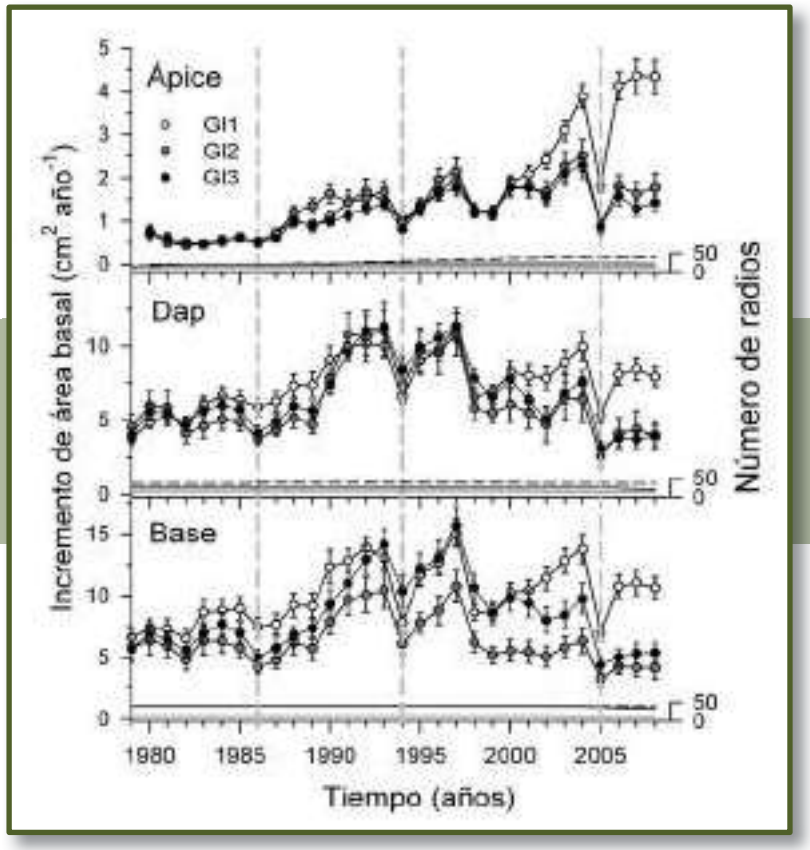


Figura 3. La pérdida de crecimiento radial debida al muérdago es más patente en el ápice que en otras zonas del tronco, tal y como muestran los patrones de crecimiento (incremento de área basal, medias ± error estándar) de individuos de pino silvestre con diferentes grados de infestación de muérdago (árboles sin muérdago GI1, n=20; árboles con moderado grado de infestación, GI2, n=10; árboles con un grado severo de infestación GI3, n=10) a distintas alturas del árbol, cerca del ápice, a 1,3 m (dap) o cerca de la base. Las muestras fueron tomadas cerca del sitio de estudio PA. Las líneas grises discontinuas indican años con fuertes sequías (1986, 1994 y 2005). El eje de la derecha muestra el número de muestras (número de radios medidos para cada año), los colores son del mismo estilo que el incremento de área basal y representa los distintos grados de infestación.

Fuente: Modificado de Sangüesa-Barreda et al. (2012)

Figura 4

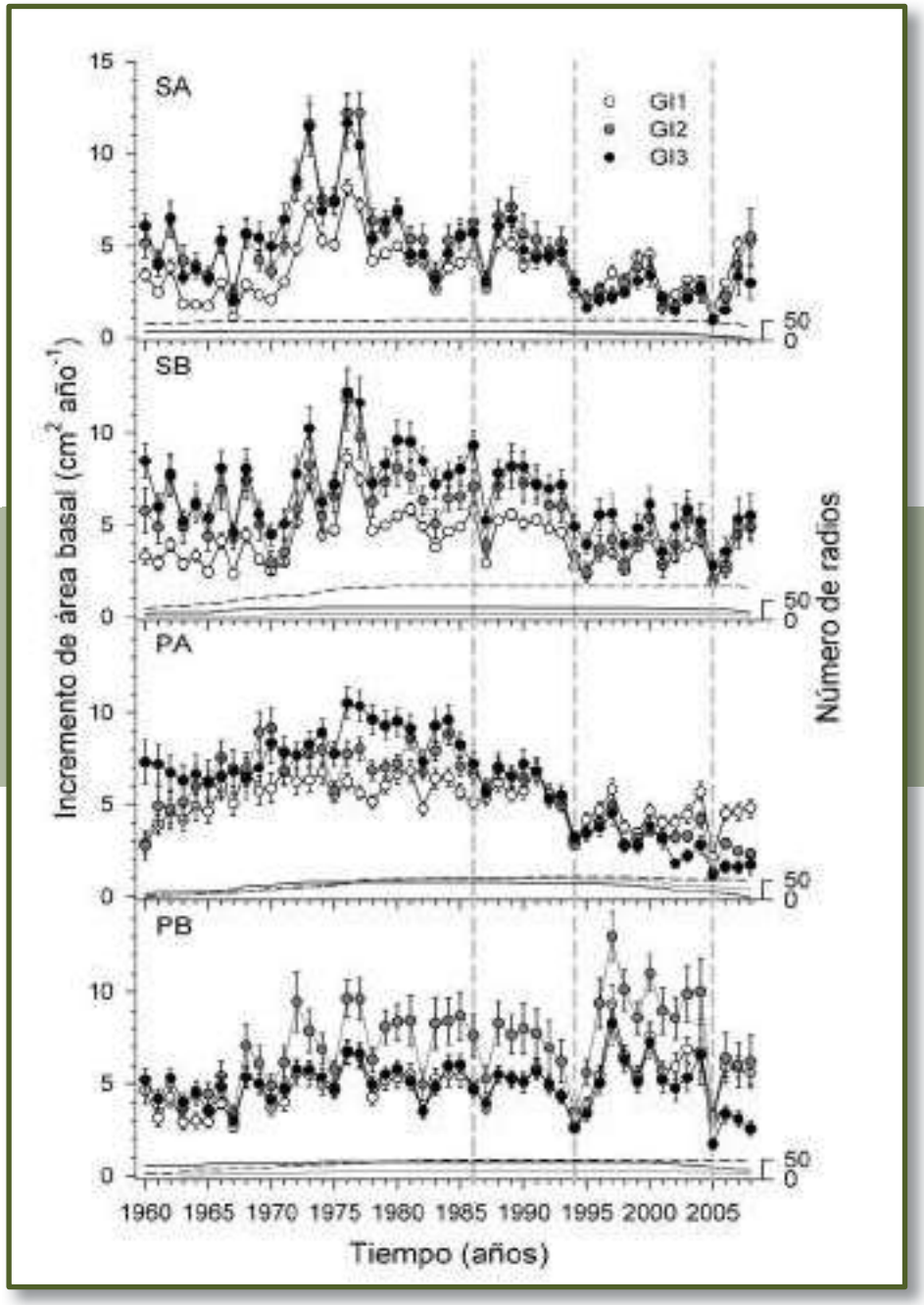


Figura 4. La interacción entre sequía e infestación de muérdago induce una pérdida de crecimiento radial que depende de las características del sitio. En sitios menos productivos la pérdida de crecimiento radial causada por ambos factores de estrés es mayor, como muestran los patrones de crecimiento (incremento de área basal, medias ± error estándar) de individuos de pino silvestre con diferentes grados de infestación de muérdago (árboles sin muérdago GI1; árboles con moderado grado de infestación, GI2; árbol con un severo grado de infestación GI3) para los cuatro sitios de estudio (SA, SB, PA y PB). Las líneas grises discontinuas indican años secos (1986, 1994 y 2005). El eje de la derecha muestra el número de muestras (número de radios medidos para cada año), los colores de las líneas representan los distintos grados de infestación.

Fuente: Modificado de Sangüesa-Barreda et al. (2013)

Los árboles infestados mostraron en el pasado mayores valores de IAB que los árboles no infestados. Encontramos un claro decrecimiento del IAB durante sequías severas en los árboles infestados y no infestados (Figura 4). El crecimiento de los árboles infestados se ha reducido constantemente a partir de sequías severas recientes como la de 1994, particularmente en aquellos sitios donde los árboles mostraron crecimientos medios más bajos (sitios SA y PA). Estos resultados sugieren que el menor crecimiento de los árboles infestados se debe al efecto negativo combinado de sequías y muérdago. Autores como Vallauri (1998) sugiere que en *Pinus nigra* el muérdago alcanza niveles máximos de infestación en torno a los 10-15 años después de la colonización. Esto sugiere que los árboles fuertemente infestados podrían mostrar un decaimiento relativamente reciente en el crecimiento cuando se supera un umbral de abundancia de muérdago en la copa. De hecho, Noetzli et al. (2004) detectaron que el crecimiento continuamente decaía en abetos infestados una vez la población de muérdago invadía totalmente la copa y ocupaba el tronco principal y las ramas. En el área de estudio las temperaturas de invierno han aumentado constantemente y significativamente (P=0,04), incrementándose 0,01 grados al año durante el siglo XX. Este calentamiento durante el invierno y la expansión observada de aves vectores (Vorisek et al. 2008) podría favorecer la mayor abundancia de muérdago en algunos bosques de España (López-Sáez 1993), tal vez superando el mencionado umbral de infestación y desencadenando fenómenos de decaimiento.

Como en nuestro caso, Stanton (2007) también encontró que el crecimiento de *Pinus ponderosa* en individuos infestados por muérdago es más sensible al estrés de las sequías que en árboles no afectados. El muérdago actuaría como un factor adicional de estrés relacionado con el decaimiento ligado a las sequías, tal como ha sido encontrado en abetares mediterráneos de Grecia (Tsopelas et al. 2004) y en bosque de pinos silvestre en valles secos del interior de los Alpes (Dobbertin & Rigling 2006, Rigling et al. 2010).

El muérdago obtiene agua y carbohidratos de los árboles huésped y muestra ratios de transpiración más altos que los árboles donde se encuentra (Marshall et al. 1994). Aunque los árboles huésped intenten reducir la tasa de transpiración en respuesta a las sequías mediante el cierre estomático, el muérdago continua transpirando, por lo que incrementa la pérdida de agua y el estrés asociado en el árbol huésped (Fischer 1983, Zweifel et al. 2012). Por lo tanto, la infestación de muérdago altera el balance de carbono del árbol huésped (Galiano et al. 2011), afectando a la frondosidad de la copa o a la producción de albura del tronco (Sala et al. 2001). Nuestros datos y los de otros estudios (Rigling et al. 2010) confirman que sequía y muérdago afectan sinérgica y negativamente al crecimiento de los árboles.

Nuestros resultados indican que el estrés debido a las sequías, que podría aumentar por efecto del calentamiento global, y la infestación de muérdago explican el decaimiento en el crecimiento de las poblaciones estudiadas de pino silvestre en ambientes relativamente xéricos. Si las condiciones climáticas se vuelven más secas, bosques similares de pino silvestre infestados por muérdago y situados en zonas con estrés hídrico podrían sufrir reducciones acentuadas de crecimiento y fenómenos severos de decaimiento. El planteamiento de este escenario climático más cálido y seco, combinado con el abandono de los aprovechamientos tradicionales del bosque, puede conducir al aumento de la densidad de las masas afectadas, con lo que la sinergia de varios factores de estrés podría conducir a una mayor vulnerabilidad de los pinares poco productivos de zonas xéricas.

Recomendaciones para la adaptación

Dada la fragmentada distribución actual de los bosques infestados por muérdago, las medidas de adaptación deberían evitar la extensión del muérdago hacia zonas secas susceptibles de ser infestadas. Por otro lado, las especies de muérdago son especies claves para el mantenimiento de la biodiversidad, ya que sus frutos son uno de los principales recursos alimenticios para las aves frugívoras durante el invierno. Estas aves permiten la dispersión a larga distancia del muérdago. Podría ser útil favorecer la presencia de especies de matorrales y árboles atractivas para estas especies de aves y que produzcan frutos durante el invierno, los cuales puedan alimentar a las aves, reduciendo o concentrando geográficamente el consumo de frutos de muérdago y la dispersión de sus semillas. También podría ser adecuado, de forma puntual, la eliminación de matas femeninas reproductivas antes de que éstas empiecen a producir frutos. Aunque es una medida costosa y de dudosos efectos a largo plazo. En ambientes xéricos la eliminación de las matas debería efectuarse previamente a la aparición de sequías, con el objetivo de reducir los efectos combinados de ambos factores de estrés.

Material suplementario

Áreas de estudio y muestreos de campo

El área de estudio incluye cuatro bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) localizados en el Sistema Ibérico (Alcalá de la Selva, provincia de Teruel, Aragón, Tabla 3), cerca del límite sur de distribución de la especie. Hemos seleccionado sitios con diferentes características topográficas (altitud, pendiente) y estructurales (área basal, densidad), y que contienen al menos diez árboles dominantes fuertemente infestados por muérdago. La vegetación está dominada por pino silvestre, sabinas y enebros (*Juniperus sabina* L., *J. communis* L.) y arbustos (*Berberis vulgaris* L., *Genista scorpius* L.). Los suelos son básicos y formados sobre rocas calcáreas. El clima en el área de estudio es mediterráneo con influencia continental, de acuerdo a los datos meteorológicos de la estación de "Alcalá de la Selva-Solano de la Vega" localizada a unos 3 km de los sitios de estudio. La temperatura media anual es de 9,4ºC y la precipitación anual es de 670 mm. Se definieron tres años con fuertes sequías (1986, 1994 y 2005) correspondiendo a aquellos con mayores valores acumulados de déficit hídrico.

Se midió el tamaño (diámetro a 1,3 metros de la altura –dap-, altura total, diámetro y altura de la copa) y la frondosidad (en %) de todos los árboles con dap > 15 cm dentro de una parcela de 30 x 30 metros. La frondosidad (abundancia en acículas) se usó como una

Tabla 3. Características geográficas, topográficas y estructurales de los cuatro sitios de estudio.

Sitio (código)	Latitud (N)	Longitud (W)	Orientación	Orientación	Pendiente (º)	Área basal (m2 ha^{-1})	Densidad (Nº ha^{-1})
Solano de la Vega-zona Alta (SA)	40º 23' 15''	0º 41' 38''	1580	SE	19	16,5	556
Solano de la Vega-zona Baja (SB)	40º 23' 13''	0º 42' 17''	1520	SE	13	16,0	633
Puerto de Gúdar-zona Alta (PA)	40º 21' 46''	0º 42' 41''	1660	SW	0	19,4	711
Puerto de Gúdar-zona Baja (PB)	40º 21' 37''	0º 42' 26''	1500	SE	0	13,8	778

Figura 5

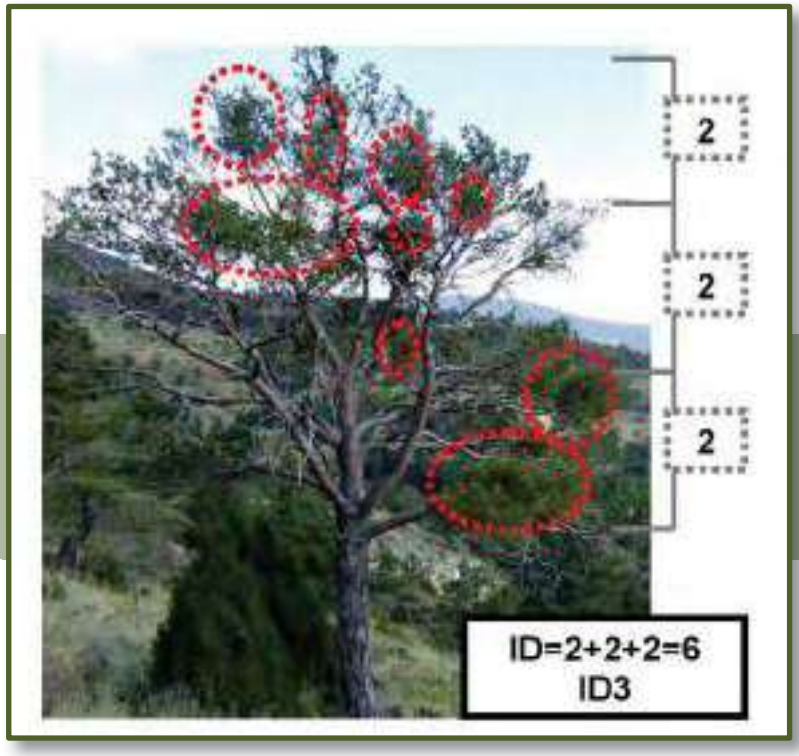


Figura 5. Ejemplo de cálculo del grado de infestación de muérdago (GI). Para ello, en primer lugar se divide la copa en tres tercios, y a cada uno de ellos se le asigna un valor de 0 a 2 en función de la abundancia de muérdago: 0 (ausencia de muérdago), 1 (presencia de muérdago) o 2 (muérdago abundante). Posteriormente se suma los valores de los tres tercios, y por último, se agrupan los valores en tres clases: árboles sin muérdago (GI=0, clase GI1), infección moderada (GI= 1-3, clase GI2) y árboles fuertemente infestados (GI=4-6, clase GI3). Este árbol se ha considerado con una infestación severa (clase GI3), ya que las matas de muérdago (delimitadas con elipses con líneas rojas discontinuas) abundan en los tres tercios de la copa.

Fuente: Modificado de Sangüesa-Barreda et al. (2013)

aproximación del vigor del árbol según Dobbertin (2005). La frondosidad de la copa se midió según clases del 5% según Schomaker et al. (2007), y usando como referencia árboles con frondosidad máxima en cada sitio. El grado de infección de muérdago (GI) fue estimado usando una clasificación modificada de tres valores basada en la establecida originalmente por Hawksworth (1977). La copa del árbol se divide en tres secciones similares y cada uno de los tercios se clasifica como 0 (ausencia de muérdago), 1 (presencia de muérdago) o 2 (muérdago abundante, Figura 5). Por último, la abundancia total de muérdago o grado de infección se obtiene sumando el ratio de cada uno de los tercios. El rango de abundancia de muérdago varía entre 0 y 6. Posteriormente los valores se agrupan en tres clases de abundancia de muérdago o grado de infección (GI): árboles sin muérdago (GI=0, clase GI1), infección moderada con presencia de muérdago en uno o dos tercios de la copa (GI= 1-3, clase GI2) y árboles fuertemente infestados con presencia de muérdago en toda la copa (GI=4-6, clase GI3).

En el sitio de estudio PA se seleccionaron y talaron tres árboles con elevado grado de infestación de muérdago (GI3), y se estimó la edad de todas las matas de la copa contando sus internodos anuales a lo largo del eje más viejo de la planta y añadiendo 1 año (Tabla 4). Hay que resaltar la dificultad de detectar las matas más jóvenes (1-2 años) debido a su menor tamaño.

Métodos dendrocronológicos

Se realizó un muestreo dendrocronológico en cada uno de los sitios de estudio siguiendo los métodos dendrocronológicos estándar (Fritts 1976). Se extrajeron dos testigos de madera a 1,3 metros usando una barrena Pressler para cada uno de los árboles localizados en una parcela de 30 x 30 metros. Cerca del sitio de estudio PA se cortaron 40 árboles adicionales con diferentes grados de infestación (GI1, n=20; GI2, n=10, GI3, n=10), y se extrajeron rodajas a tres alturas diferentes: ápice (0,5-1 m desde el ápice del árbol), 1,3 m (dap), y base (0,5-

Tabla 4. Características de los tres pinos donde se realizó el conteo de la edad de las matas. Los tres árboles presentan un grado de infestación severo (GI3).

Código del árbol	Diámetro a 1,3 m (cm)	Altura (m)	Frondosidad (%)	Edad (años)	Nº de individuos de muérdago
Pino 1	28,2	12,5	80	77	823
Pino 2	25,5	12,5	70	86	826
Pino 3	25,1	11,5	50	80	810

1 m desde el suelo). Se midió la albura en cada testigo de madera tomado en el campo y transformó en área relativa, asumiendo una sección circular del tronco. Las muestras fueran datadas visualmente y se midieron un mínimo de 50 árboles (100 radios) por sitio. Los anillos de crecimiento fueron medidos con una precisión de 0,01 mm usando una lupa y un medidor LINTAB TSAP (Rinntech, Alemania). Las dataciones fueron chequeadas usando el programa COFECHA (Holmes, 1983). La edad de los árboles a 1,3 metros fue estimada mediante el conteo de los anillos en los testigos de madera de los árboles vivos más viejos, y mediante el ajuste con un localizador de la médula desde los anillos más exteriores para estimar la distancia perdida hasta la teórica médula. El incremento de área basal es un descriptor con un significado más biológico de las tendencias de crecimiento que la anchura del anillo (Biondi & Qaenda 2008). El incremento de área basal (IAB) fue calculado a través de las medidas de la anchura del anillo como la diferencia entre secciones consecutivas de área basal (AB), estimadas para los años *t+1* y *t* como:

$$IAB_{t+1} = AB_{t+1} - AB_t = \pi((LC_t + AA_{t+1})^2 - (LC_t)^2)$$

donde *LC* es la longitud del testigo de madera y *AA* es la anchura del anillo.

Modelos de ecuaciones estructurales

Se usaron modelos de ecuaciones estructurales (MEE; Grace 2006) para evaluar estadísticamente las relaciones propuestas entre las variables del árbol. En primer lugar, especificamos varios modelos teóricos basados en las relaciones asumidas *a priori* según la literatura disponible entre las variables consideradas (Zuber 2004, Dobbertin & Rigling 2006, Rigling et al. 2010, Galiano et al. 2010 y 2011). En segundo lugar, evaluamos si la matriz varianza-covarianza obtenida a partir de los datos observados es significativamente diferente de la matriz impuesta por los modelos teóricos. Para estimar los MEE seleccionamos un subgrupo de árboles de todos los muestreados (n=158) y usamos el método de máxima probabilidad. El uso de distintos índices para evaluar los modelos ajustados proporciona una evaluación robusta de los MEE ajustados (Jöreskog 1993). A continuación evaluamos los modelos ajustados usando el test del chi-cuadrado (X^2) y su nivel de probabilidad (*P*), así como índices complementarios de ajuste (AGFI, índice de bondad de ajuste corregido; RMSEA, error medio cuadrático de aproximación; AIC, criterio de información Akaike). Los MEE se calcularon usando el programa Amos (Arbuckle 1995-2009)

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, et al. (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Arbuckle JL (1995-2009) *Amos 18.0 User's Guide*. SPSS, Chicago

Ayres MP, Lombardero MJ (2000) Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262:263-286

Biondi F, Qaedan F (2008) A theory-driven approach to tree-ring standardization: Defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research* 64:81-96

Candel-Pérez D, Linares JC, Viñegla B, Lucas-Borja ME (2012) Assessing climate growth relationships under contrasting stands of co-occurring Iberian pines along an altitudinal gradient. *Forest Ecology and Management* 274:48-57

Dobbertin M (2005) Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124:319-333

Dobbertin M, Rigling A (2006) Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *Forest Pathology* 36:309-322

Fischer JT (1983) Water relations of mistletoes and their hosts. En: Calder M, Bernhard T, editores. *The Biology of Mistletoes*. Academic Press, Sydney. pp 163-184

Fritts HC (1976) *Tree rings and Climate*. Academic Press, New York

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-induced multifactor decline of Scots Pine in the Pyrenees and potential vegetation change by the expansion of co-occurring oak Species. *Ecosystems* 13:978-991

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2011) Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought. *New Phytologist* 190:750-759

Geils BW & Hawksworth FG (2002) Damage, effects, and importance of dwarf mistletoes. En: Geils BW, Cibrian-Tovar J, Moody B, editores. *Mistletoes of North American Conifers.* Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-98. Ogden, UT. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 57-65.

Glatzel G, Geils BW (2009) Mistletoe ecophysiology: host–parasite interactions. *Botany* 87:10-15.

Hawksworth FG (1977) *The 6-Class Dwarf Mistletoe Rating System*. USDA Forest Service, Rocky

Mountain Forest and Range Experiment station, Fort Collins.

Holmes RL (1983) Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:68-78.

Jöreskog KG (1993) Testing Structural Equation Models. En: Bollen K, Long JS, editores. *Testing Structural Equation Models*. Sage, Newbury Park. pp. 294-316

López-Sáez JL (1993) Contribución a la corología y ecología del muérdago (*Viscum album* L.) en el centro y norte de la Península Ibérica. *Boletín de Sanidad Vegetal y Plagas* 19:551-558

Marshall JD, Ehleringer JR, Schulze ED, Farquhar G (1994) Carbon isotope composition, gas exchange and heterotrophy in Australian mistletoes. *Functional Ecology* 8:237-241

Martinez-Vilalta J & Piñol J (2002) Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161: 247-256

Mathiasen RL, Nickrent DL, Shaw DC, Watson DM (2008) Mistletoes: pathology, systematics, ecology, and management. *Plant Disease* 92:988-1006

Noetzli KP, Müller B, Sieber TN (2004) Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). *Annals of Forest Science* 60:773-779

Ogle K, Whitham TG, Cobb NS (2000) Tree-ring variation in pinyon predicts likelihood of death following severe drought. *Ecology* 81:3237-3243

Oliva J, Colinas C (2007) Decline of silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the Spanish Pyrenees: role of management, historic dynamics and pathogens. *Forest Ecology and Management* 252:84-97

Rigling A, Eilmann B, Koechli R, Dobbertin M (2010) Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in a xeric environment. *Tree Physiology* 30:845-852

Sala A, Carey EV, Callaway RM (2001) Dwarf mistletoe affects whole-tree water relations of Douglas fir and western larch primarily through changes in leaf to sapwood ratios. *Oecologia* 126:42-52

Sangüesa-Barreda G, Linares JC, Camarero JJ (2012) Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. *Tree Physiology* 32:585-598

Sangüesa-Barreda G, Linares JC, Camarero JJ (2013) Drought and mistletoe reduce growth and water-use efficiency of Scots pine. *Forest Ecology and Management* 296:64-73

Schomaker ME, Zarnoch SJ, Bechtold WA, Latelle DJ, Burkman WG, Cox SM (2007) *Crown-condition classification: a guide to data collection and analysis.* General Technical Report SRS-102. USDA-Forest Service, Asheville

Shaw DC, Huso M, Bruner H (2008) Basal area growth impacts of dwarf mistletoe on western hemlock in an old- growth forest. *Canadian Journal of Forest Research* 38:576-583.

Stanton S (2007) Effects of dwarf mistletoe on climate response of mature ponderosa pine trees. *Tree-Ring Research* 63:69-80

Tsopelas P, Angelopoulos A, Economou A, Soulioti N (2004) Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecology and Management* 202:59-65

Vallauri D (1998) Dynamique parasitaire de *Viscum album* L. sur pin noir dans le bassin du Saignon (préalpes françaises du sud). *Annales des Sciences Forestières* 55:823-835

Vorisek P, Gregory RD, Van Strien AJ, Gmelig Meyling A (2008) Population trends of 48 common terrestrial bird species in Europe: results from the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. *Revista Catalana d'Ornitologia* 24:4-14

Zuber D (2004) Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. *Flora* 199:181-203

Zweifel R, Bangerter S, Rigling A, Sterck FJ (2012) Pine and mistletoes: how to live with a leak in the water flow and storage system? *Journal of Experimental Botany* 63: 2565-2578

M. Vilà[1*], P. González-Moreno[1], A. Montero-Castaño[1]

[1] *Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EBD-CSIC), 41092 Sevilla*
[*] *Correo electrónico: montse.vila@ebd.csic.es*

24 Las Invasiones Biológicas bajo un escenario de Cambio Climático

Resultados clave

- El cambio climático puede influir positivamente en las pautas de introducción y éxito de establecimiento de especies exóticas principalmente adaptadas a condiciones de aridez en su área de origen.
- Es probable la expansión altitudinal y latitudinal del área de distribución de las especias exóticas ya existentes, principalmente de origen subtropical, en respuesta a un incremento en las temperaturas.
- La prevención, basada en análisis de riesgo de la introducción y expansión de las especies exóticas es la mejor medida de adaptación ante un escenario de cambio climático.

Contexto

Las invasiones biológicas: características e impactos

Muchas especies son introducidas por el ser humano en ecosistemas e incluso regiones donde no habrían llegado por sus propios medios de dispersión. Estas introducciones pueden ser intencionadas, como la suelta de animales para la caza o la pesca; pero también pueden producirse de forma accidental por escapes desde granjas o jardines. Una vez introducidas, algunas especies exóticas establecen poblaciones que se mantienen (naturalizan) por ellas mismas, sin necesidad de intervención humana. Cuando las poblaciones de estas especies se expanden con rapidez se las denomina especies invasoras. La gran preocupación que existe al respecto de las invasiones biológicas se debe a los impactos que estas especies ocasionan. Impactos no sólo ecológicos, sino también económicos (perjuicios a la producción agrícola, ganadera y forestal), e incluso para la salud pública. De esta manera podemos considerar a las invasiones biológicas, junto a la sobrexplotación de recursos y a la alteración de los hábitats naturales, uno de los factores contemporáneos que más influye en la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (CDB 2010).

Las especies invasoras pueden alterar la biodiversidad y los servicios ambientales que ésta ofrece (Vilà et al. 2010). La plantación de determinadas especies de árboles exóticos es una práctica común promovida por la selección de especies forestales de elevada producción maderera, el uso ornamental o las prácticas de restauración para controlar la erosión. No obstante, a veces estas especies se expanden más allá de su área de plantación y se convierten en invasoras con el potencial de desplazar a las especies nativas y reducir así la diversidad florística del área invadida (Richardson 1998, Carrillo-Gavilán et al. 2012). Además, su dominancia puede alterar la estructura de la vegetación y los hábitats que sirven de refugio a los animales. Por lo general, las especies leñosas utilizadas en jardinería y tolerantes a condiciones de baja luminosidad tienen una alta probabilidad de convertirse en invasoras y establecerse en el interior de los fragmentos forestales (González-Moreno et al. 2013).

Las plantas invasoras también pueden alterar los ciclos de nutrientes y la disponibilidad de agua (Le Maitre et al. 2002, Vilà et al. 2011). Por ejemplo, las especies fijadoras de nitrógeno, como las acacias (*Acacia spp*., *Robinia pseudoacacia*) introducidas como plantas melíferas o en restauraciones de suelos, aumentan la disponibilidad de nitrógeno del suelo lo que altera la composición de la flora (Lorenzo et al. 2010). Los eucaliptos (*Eucalyptus spp*.) poseen una hojarasca difícil de descomponer y con sustancias alelopáticas que puede interferir en el establecimiento de las especies nativas del sotobosque (Tererai et al 2013). Estos impactos son más acusados cuanto más extensa es el área invadida y

más largo el tiempo que haya transcurrido desde que se produjo la invasión.

Otro caso a destacar es el de las invasión por invertebrados en ecosistemas forestales. Dichas invasiones tienen elevadas posibilidades de convertirse en plagas y por consiguiente generar un enorme impacto económico. Muchas veces la introducción de estas especies pasa inadvertida ya que su vía de entrada puede ser en una forma de vida en estado latente, por ejemplo huevos o crisálidas, que son transportados junto a mercancías tales como madera, grano o suelo. Este sería el caso del nemátodo del pino, *Bursaphelenchus xylophilus*, originario de Norteamérica que se detectó por primera vez en Portugal en 1999 y en menos de diez años ya se encontraron focos en Extremadura y Galicia. Su transmisión de un árbol a otro la realiza mediante coleópteros del género *Monochamus* y se manifiesta por un marchitamiento general del árbol (Mamiya et al. 1983).

Tanto el signo como la magnitud de los impactos provocados por las especies invasoras dependen no sólo de las características de las especies, sino también de su interacción con el ambiente biótico y abiótico de los ecosistemas receptores. Por tanto, la alteración asociada al cambio climático de determinadas variables climáticas (ej. temperaturas medias y máximas, reducción de precipitaciones y sequía estival) también afectará al éxito invasor de las especies y al impacto que éstas tengan.

Resultados y discusión

Efecto del cambio climático en las invasiones biológicas

El cambio climático puede afectar a todas las etapas del proceso de invasión que incluirían el transporte e introducción de más especies exóticas, el paso de especies introducidas no problemáticas a invasoras, y el aumento o disminución del área de distribución de especies invasoras ya existentes (Hellman et al. 2008, Walther et al. 2009; Figura 1).

La introducción de especies exóticas se podría ver afectada por el cambio climático a través de su impacto en actividades humanas como el comercio y el turismo. Por ejemplo, en España existe un aumento de la demanda del uso de especies xerofíticas en jardinería, es decir, especies que posean características fisiológicas adaptadas a la sequía y a las temperaturas elevadas. Desafortunadamente, no siempre se prioriza que estas especies xerofíticas sean nativas. Esto ya es evidente en xerojardinería y puede que también ocurra en la restauración de las cubiertas vegetales en obras públicas y en silvicultura. Con el cambio climático también pueden cambiar las modas en la tenencia de especies domésticas o en el interés de introducir ciertas especies para la caza o la pesca que sean más fáciles de aclimatarse a temperaturas más elevadas.

La similitud del clima entre la región de origen y de introducción es un factor determinante del éxito de establecimiento de las especies exóticas. De tal manera, si el clima de la región de origen es similar al de la cuenca Mediterránea (ej. Sudáfrica) las posibilidades de que la especie pueda realizar su ciclo vital en nuestros ecosistemas forestales aumentarán en gran medida (Thuiller et al. 2005). También podrá subsistir con mayor posibilidad de éxito si las condiciones climáticas son más

Figura 1

Figura 1. Vulnerabilidad al cambio climático en las distintas fases del proceso de invasión.

Fuente: Elaboración propia.

benignas. Por ejemplo, una planta de clima mediterráneo y por tanto limitada por la disponibilidad de agua, podrá establecerse sin problemas en condiciones de precipitaciones más altas a las de la región de origen. Por ejemplo, del rododendro (*Rhododendron ponticum*) cuya área de distribución nativa se limita en España a los canutos del Parque Natural de los Alcornocales (Andalucía) es una especie invasora en las islas británicas. En el otro extremo, si una especie vegetal de clima templado se introduce en una región mediterránea, quizás no podrá hacer frente al estrés estival. Así, según los escenarios de cambio climático proyectados para España, esperamos que especies procedentes de áreas más áridas tengan un mayor potencial invasor que aquellas procedentes de regiones más templadas o tropicales, donde los aportes de agua son más altos y/o constantes.

Una vez naturalizadas, las especies invasoras rara vez tienen una distribución geográfica estable fuera de su área de origen. La mayor parte de los modelos de distribución basados en idoneidad climática indican que muchas de las especies invasoras podrían ocupar un área de distribución mayor a la actual (Figura 2). En un reciente estudio realizado por Guo et al. (2012) se constató que un gran número de plantas, pájaros y mamíferos tienden a ocupar latitudes más elevadas después de su introducción, lo cual alerta del riesgo que puedan seguir expandiéndose en el futuro. En España, en promedio, las plantas consideradas invasoras podrían ocupar el doble de su área de distribución presente, la cual se estima que podría alcanzarse en 150 años si las condiciones climáticas y de alteración del paisaje no variaran (Gassó et al. 2012). Este patrón posiblemente esté subestimado ya que la asociación positiva entre presencia de plantas exóticas y temperatura encontrada para España (Pino et al. 2005) augura una intensificación de la expansión en el escenario previsto de incremento de temperaturas.

En este sentido, debido al cambio climático algunas especies invasoras pueden alterar su área de distribución al migrar o expandirse a zonas más favorables. Muchas especies de plantas exóticas, principalmente de origen subtropical, no están adaptadas a las bajas temperaturas. En sistemas montañosos estas especies tendrán su área de distribución limitada a cotas bajas. Con el cambio climático podrían expandirse hacia áreas de mayor altitud, zonas de umbría o latitudes más elevadas donde el periodo de crecimiento y reproducción les fueran favorables (Walther et al. 2009). Un caso paradigmático de invasión reciente es la palma de molino de viento, *Trachycarpus fortunei*, muy extendida en jardines de la cara sur de los Alpes suizos. En pocas décadas ha sido capaz de colonizar bosques caducifolios de alta montaña. Un análisis reciente realizado en viveros comerciales en Europa indica que actualmente muchas plantas ornamentales están plantadas y sobreviven 1000 km más al norte del límite de su distribución natural (Van der Veken et al. 2008).

El cambio climático puede además ayudar a contrarrestar las limitaciones fisiológicas de especies introducidas que han permanecido en estado latente o cuyas poblaciones son muy pequeñas. Muchos invertebrados pueden mantenerse en estado de latencia en condiciones de bajas temperaturas pero si las temperaturas mínimas aumentan aceleran sus ciclos vitales. El mosquito tigre, *Aedes albopictus*, originario de Asia es considerado una de las 100 peores especies invasoras del mundo puesto que puede transmitir varias enfermedades infecciosas como por ejemplo el dengue (Lowe et al. 2000). Esta especie fue introducida accidentalmente en Cataluña hace menos de diez años pero a pesar del sistema de alerta temprana que se estableció aún no se ha podido erradicar. Para muchos insectos terrestres, la isoterma de 10ºC en el mes frío coincide con la separación entre poblaciones que se reproducen constantemente y las que sobreviven

Figura 2

Figura 2. Mapas de distribución actual (celdas en negro) y potencial (celdas en gris) de 4 especies arbóreas invasoras en España. La distribución potencial se calculó a partir de modelos de nicho que tienen en cuenta variables climáticas, geográficas y de paisaje. Cada celda corresponde a una resolución de 10 x 10 km UTM.

Fuente: Elaborado a partir de Gassó et al. (2012).

los periodos fríos en dormancia. Recientemente, modelos de idoneidad climática en distintos escenarios de calentamiento indican que Galicia y el oeste de Andalucía serían zonas idóneas para su proliferación caso de que fuera transportado allí (Fisher et al. 2011).

A pesar de todos estos indicios de vulnerabilidad al cambio climático, ciertas especies invasoras poseen un área de distribución geográfica muy extensa, un rango climático bastante amplio y una elevada plasticidad fenotípica (i.e. capacidad de modular la morfología y el funcionamiento en respuesta a condiciones ambientales), lo cual hace pensar que podrían verse poco afectadas en un escenario de cambio climático (Hellman et al. 2008). Sin embargo, comparando experimentalmente la respuesta individual de plantas nativas y plantas exóticas a aumentos de temperatura, cambios de precipitación y a concentraciones elevadas de CO_2 se observa que la supervivencia, crecimiento y fecundidad de las plantas responde de forma parecida pero más rápida en las plantas exóticas. Estos resultados nos indican que las especies exóticas pueden jugar con cierta ventaja respecto a las nativas en un escenario de cambio climático (Sorte et al. 2012).

Sinergias con otros factores de cambio afectan a las invasiones

El clima no es el único factor que determina el grado de invasión de los sistemas naturales. Las áreas más perturbadas antrópicamente son las más invadidas. Proyecciones futuras sobre cambios de uso de suelo ponen de manifiesto que la abundancia de especies vegetales exóticas aumentará en las áreas forestales (Chytrỳ et al. 2012). Muchas de estas áreas forestales constituyen áreas colonizadas por especies leñosas después del abandono de tierras de cultivo. Durante la transición de área agrícola a forestal se puede producir el establecimiento de especies exóticas que antes quedaban relegadas a áreas muy marginales en los bordes de los cultivos. Otro cambio de uso de suelo que favorece las invasiones son las transiciones hacia áreas urbanizadas. En estas circunstancias, las áreas de borde entre las zonas urbanizadas y las zonas forestales constituyen "puertas de entrada" de plantas introducidas en jardinería (González-Moreno et al. 2013). Claramente, los bosques más fragmentados y menos aislados poseen un mayor grado de invasión que los bosques más extensos y menos rodeados de áreas agrícolas y urbanas (Figura 3).

Siendo el consumo de derivados de petróleo el mayor responsable del cambio climático, alternativas como los biocombustibles están tomando fuerza en los últimos años. Esta medida aparentemente positiva puede acentuar el problema de las invasiones biológicas (Chytrỳ et al. 2012). Sobre todo porque casi todas las especies vegetales que actualmente están en el punto de mira, como por ejemplo el ailanto (*Ailanthus altissima*), el tabaco moruno (*Nicotiana glauca*) o el pasto varilla (*Panicum virgatum*) son especies exóticas con alto potencial invasor, es decir, con capacidad de, una vez introducidas establecerse y expandirse.

El régimen de incendios es un factor con un gran potencial de ser alterado por el cambio climático que puede a la vez mediar en la invasión por plantas exóticas. La influencia será mayor con plantas exóticas que posean una mayor inflamabilidad comparada con otras especies del área invadida y cuya regeneración se vea favorecida por el fuego (Arianoutsou & Vilà 2012). Muchas especies forestales invasoras como los eucaliptos y las acacias que son plantadas extensivamente (Figura 4), son resistentes al fuego y además pueden propiciar el riesgo de incendios. En Galicia y norte de Portugal, después del fuego se produce una germinación masiva de semillas de *Eucalyptus globulus* y *Acacia dealbata* cuyos pies además poseen la capacidad de rebrotar. En algunos casos, los eucaliptales se abandonan transformándose en bosques mixtos donde el eucalipto persiste y se expande. Por el contrario, en otros casos, después de los incendios existe un manejo activo para transformar áreas agrícolas en nuevas plantaciones de eucaliptales, aumentando así una retroalimentación positiva entre invasión, cambios de uso de suelo y fuego.

Figura 3

Figura 3. Invasión de Azahar de la China (*Pittosporum tobira*) en un matorral costero de Menorca, adyacente a una zona urbanizada.

Fuente: David Carreras (OBSAM).

Figura 4

Figura 4. Plantación de eucalipto, una especie que puede ser invasora en condiciones de elevada precipitación y con incendios recurrentes.

Fuente: Montserrat Vilà.

Recomendaciones para la adaptación

Según la Convención sobre la Diversidad Biológica la gestión más apropiada para evitar los impactos de las invasiones biológicas es la prevención. Esta estrategia que es la más efectiva, la más económica y de menor impacto ambiental consiste en evitar la entrada e invasión de nuevas especies. Esto requiere conocer qué especies pueden ser potencialmente invasoras. Para saber qué especies pueden ser invasoras se deben realizar análisis de riesgo tanto de la identidad de las especies como de las áreas que pudieran ser invadidas (Andreu & Vilà 2010). Existen bastantes tipos de análisis de riesgo, para distintos tipos de especies (ej. animales o plantas), y distinta complejidad metodológica pero por lo general hay que adaptarlos al área de interés en cuestión y deben realizarse por expertos (Thuiller et al. 2005). En esta línea puede resultar de gran utilidad confeccionar mapas de idoneidad para especies potencialmente invasoras tanto en las condiciones climáticas actuales como en distintos escenarios de cambios futuros (Gassó et al. 2012). Por ejemplo, en un análisis global de las 100 peores especies invasoras se pronosticó una reducción en su incidencia para el Sudoeste Europeo relacionada con un aumento de condiciones climáticas extremas (Bellard et al. 2013). Sin embargo, el problema no radica en estas 100 especies, sino en las especies exóticas que aún están por llegar para las cuales estos mapas pueden contribuir a priorizar áreas donde se refuerce un sistema de vigilancia ambiental, de detección precoz y de actuación urgente.

En el ámbito de la Unión Europa, se está trabajando en una Directiva (EC 2013/0307/COD) que insta a los Estados Miembros a garantizar que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no sea autóctona de su territorio se regule, o incluso prohíba, para que no perjudique a la fauna y flora silvestres autóctonas ni a sus hábitats naturales. En este contexto surge el recientemente aprobado Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Esta norma constituye la base sobre la que reposa la prevención, control y erradicación de las especies exóticas invasoras a nivel nacional Este R.D. deroga uno anterior, el 1628/2011, donde además del Catálogo existía un Listado de especies potencialmente invasoras basado en distintos análisis de riesgo. La no inclusión de este Listado en el nuevo R.D. ha supuesto un paso atrás en nuestro compromiso para paliar la vulnerabilidad de los hábitats ante las invasiones bajo distintos escenarios de cambio climático.

Referencias bibliográficas

Andreu J, Vilà M (2010) Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation* 18:34-44

Arianoutsou M, Vilà M (2012) Fire and invasive plant species in the Mediterranean basin. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 58: 195-203

Bellard C, Thuiller W, Leroy B, Genovesi P, Bakkenes M, Courchamp F (2013) Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19:3740-3748

Carrillo-Gavilán A, Espelta JM, Vilà M (2012) Establishment constraints of an alien and a native conifer in different habitats. *Biological Invasions* 14:1279-1289

CDB (2010) *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3*. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal

Chytrỳ M, Wild J, Pyšek P, Jarošík V, Dendoncker N, Reginster I, Pino J, Maskell LC, Vilà M, Pergl J, Kühn I, Spangenberg JH, Settele J (2012) Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 21:75-87

Fischer D, Thomas SM, Niemitz F, Reineking B, Beierkuhnlein C (2011) Projection of climatic suitability for *Aedes albopictus* Skuse (Culicidae) in Europe under climate change conditions. *Global and Planetary Change* 78:54-64

Gassó N, Thuiller W, Pino J, Vilà M (2012) Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *Neobiota* 12:25-40

González-Moreno P, Pino J, Gassó N, Vilà M (2013) Landscape context modulates plant invasion in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions* 15:547-557

Guo Q, Sax DF, Qian H, Early R (2012) Latitudinal shifts of introduced species: possible causes and implications. *Biological Invasions* 14:547-556

Hellmann JJ, Byers JE, Bierwagen BG, Dukes JS (2008) Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22:534-543

Le Maitre DC, Van Wilgen BW, Gelderblom CM, Bailey C, Chapman RA, Nel JA (2002) Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management* 160: 143-159

Lorenzo P, Rodríguez-Echeverría S, González L, Freitas H (2010) Effect of invasive *Acacia dealbata* Link on soil microorganisms as determined by PCR-DGGE. *Applied Soil Ecology* 44:245-251

Lowe SJ, Browne M, Boudjelas S (2000) *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group, Auckland

Mamiya Y (1983) Pathology of the pine wilt disease caused by *Bursaphelenchus xylophilus*. *Annual Review of Phytopathology* 21:201-220

Pino J, Font X, De Cáceres M, Molowny-Horas R (2009) Floristic homogenization by native ruderal and alien plants in north-east Spain: the effect of environmental differences on a regional scale. *Global Ecology and Biogeography* 18:563-574

Richardson DM (1998) Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12:18-26

Sorte CJB, Ibáñez I, Blumenthal DM, Molinari NA, Miller LP, Grosholz ED, Diez JM, D'Antonio CM, Olden JD, Jones SJ, Dukes JS (2013) Poised to prosper? A cross-system comparison of climate change effects on native and non-native species performance. *Ecology Letters* 16:261-270

Tererai F, Gaertner M, Jacobs SM, Richardson DM 2013. *Eucalyptus* invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. *Forest Ecology and Management* 297:84-93

Thuiller W, Richardson DM, Pysek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M (2005) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11:2234-2250

Van der Veken S, Hermy M, Velland M, Knapen A, Verheyen K (2008) Garden plants get a head start on climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:212-216

Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme P, DAISIE partners (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:135-144

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702-708.

Walther GR, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pyšek P, Kühn I, Zobel M, Bacher S, Botta-Dukát Z, Bugmann H, Czúcz B, Dauber J, Hickler T, Jarošík V, Kenis M, Klotz S, Minchin D, Moora M, Nentwig W, Ott J, Panov VE, Reineking B, Robinet C, Semenchenko V, Solarz W, Thuiller W, Vilà M, Vohland K, Settele J (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24:686-693

J. Vayreda[1,2*], M. Gracia[1,2], J. Martinez-Vilalta[1,2,] J.G. Canadell[3] y J. Retana[1,2]

[1] *CREAF, Cerdanyola del Vallès 08193, Spain;*
[2] *Univ Autònoma Barcelona, Cerdanyola del Vallès 08193, Spain*
[3] *Global Carbon Project, CSIRO Marine and Atmospheric Research, Canberra, Australian Capital Territory 2601, Australia*
[*] *Correo electrónico: jvayreda@gmail.com*

25 Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero de carbono

Resultados clave

- Los bosques españoles almacenan de media en su biomasa viva aérea y subterránea 45.1±0.16 t C/ha, su tasa de acumulación neta reciente ha sido de 1.4±0.01 t C/ha/año.

- Los resultados apuntan que para conseguir un mayor stock de C en los bosques se debe aumentar la riqueza estructural, favoreciendo los bosques irregulares, y la riqueza de especies de frondosas.

- Las anomalías positivas de temperatura recientes (calentamiento) han reducido la capacidad de sumidero de C de los bosques españoles, especialmente en las zonas más húmedas.

- El efecto negativo del calentamiento se redujo en los bosques gestionados, subrayando el papel potencial de la gestión para mitigar los efectos negativos del cambio climático.

Contexto

Los bosques, tanto a escala local como global, desempeñan un papel crucial regulando los procesos biogeoquímicos y el clima. A escala planetaria ocupan aproximadamente el 30% de la superficie terrestre, son los responsables de absorber aproximadamente el 25% de las emisiones de carbono (C) de origen antropogénico (Anderegg et al. 2012) y almacenan alrededor del 45% del C terrestre (Bonan 2008). Dada la importancia de los bosques a escala global es necesario comprender qué factores gobiernan los patrones de distribución del stock y de la capacidad de sumidero de C para entender su papel en el ciclo del C y, en consecuencia, en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos.

Por una parte, comprender de qué manera la diversidad estructural del bosque y la riqueza de especies puedan afectar la acumulación de C en los bosques (McElhinny et al. 2005, Kueppers & Harte 2005, Lexerød & Eid 2006) puede ser muy útil para ayudar a orientar la gestión forestal. En condiciones ambientales similares una diversidad estructural, entendida como rango de tamaños y/o edades, y de composición de especies distintas pueden suponer diferentes tasas de crecimiento y mortalidad. Estas diferencias pueden dar lugar a diferencias en la cantidad de C almacenada. Una relación positiva entre la diversidad estructural y el stock de C puede ser consecuencia de una mayor heterogeneidad espacial, tanto horizontal como vertical, que permite una mejora del uso de los recursos existentes, reduciendo la competencia entre individuos (Lei et al. 2009) y, en consecuencia, una mayor tasa de absorción y acumulación de carbono (Vandermeer 1989, Vilà et al. 2007).

Por otra parte, el cambio global está ejerciendo una enorme presión sobre los ecosistemas terrestres, sobre todo debido al cambio climático y al cambio de uso del suelo (Bonan 2008). La sequía y el calentamiento reducen la disponibilidad de agua, incrementan la demanda evaporativa y se han asociado con episodios generalizados de mortalidad inducida por sequía a escala planetaria, incluso en bosques no considerados limitados por el agua (Allen et al. 2010, McDowell et al. 2011, van Mantgem et al. 2009, Martínez-Vilalta et al. 2012).

Como consecuencia, se prevén cambios rápidos en la vegetación inducidos por alteraciones en el clima, y que podrían ser especialmente rápidos en zonas como la cuenca mediterránea, donde se prevé un aumento de 3-5 º C en la temperatura a lo largo de este siglo (Christensen 2007).

Hasta ahora, la reducción de los aprovechamientos forestales en muchos bosques del hemisferio norte se ha traducido en una densificación y un aumento de las existencias en pie, lo que a corto plazo, está dando lugar a un aumento temporal de la capacidad de sumidero de C, pero a largo plazo los efectos siguen siendo inciertos (Nabuurs et al. 2003, Ciais et al. 2008). Esta densificación reduce la disponibilidad de recursos por árbol lo cual puede ser especialmente perjudicial en bosques donde el agua es especialmente limitante dando lugar a una disminución de su crecimiento y predisponiendo al árbol a una mayor probabilidad de morir (Bigler et al. 2006, 2007, Linares et al. 2009, Vilà-Cabrera et al. 2011).

En este contexto los objetivos específicos fueron:

1. Cuantificar con la máxima precisión y fiabilidad el stock y la capacidad de sumidero de C actual de los bosques españoles en base al segundo (IFN2) y tercer inventario forestal nacional (IFN3).

2. Identificar los principales factores que determinan el patrón actual de distribución del stock de C de los bosques españoles y en particular cómo la diversidad estructural y la riqueza de especies arbóreas afectan a este patrón.

3. Identificar los principales factores que determinan la capacidad de sumidero de C de los bosques españoles y en particular: i) cómo las tendencias climáticas recientes han afectado a este patrón a lo largo del gradiente de humedad norte-sur y; ii) cómo la gestión forestal ha podido contribuir a mitigar los efectos del cambio climático.

Obtener un conocimiento preciso de como los distintos factores y motores de cambio afectan a nuestros bosques es crucial para determinar la vulnerabilidad actual y futura al cambio global (calentamiento, abandono de la gestión forestal) y para determinar qué papel puede desempeñar la gestión forestal para reducir sus impactos.

Resultados y discusión

Factores determinantes de la distribución de los stocks de carbono de los bosques españoles

Se analizó el patrón de distribución geográfica del stock de C medio (t ha^{-1}) (parte aérea y subterránea, excluyendo las plantaciones y las dehesas) por una parte para los bosques dominados por coníferas por especies (*Pinus halepensis*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. pinea* y *P. sylvestris*) y, por otra, para los dominados por frondosas (*Fagus sylvatica*, *Quercus faginea*, *Q. ilex*, *Q. pirenaica* y *Q. suber*). Las variables explicativas que se tuvieron en cuenta el modelo estadístico fueron la riqueza estructural (número de clases diamétricas), el número de especies arbóreas (distinguiendo entre especies de coníferas y de frondosas), el clima (temperatura y disponibilidad hídrica), condiciones locales y perturbaciones recientes (Vayreda et al. 2012b).

El stock de C de la biomasa viva de los bosques (estrato arbóreo y arbustivo, parte aérea y subterránea) de la España peninsular es de 621 millones de toneladas de los cuales el 29.5% se almacena en las raíces (Tabla 1). El stock medio por hectárea es de 45.1 ± 0.16 t ha^{-1}. Los bosques de frondosas almacenan 330 millones de toneladas, mientras que los bosques de coníferas

Tabla 1. Media y error estándar (SE) del stock de C en pie (t ha^{-1}) por fracciones (aérea y subterránea) y total, porcentaje de cada compartimento en relación al stock total de C y existencias stock de C (millones de toneladas) en: A) Compartimento: árboles y sotobosque y B) Tipo de bosque: bosques de frondosas y de coníferas (árboles y sotobosque). Número total de parcelas: 70912; bosques dominados por frondosas: 34334 y bosques dominados por coníferas: 36578.

A) Compartimento	Fracción	Media stock de C (t ha^{-1})	SE	% fracción	Existencias stock de C (millones de t)
Árboles	Aérea	28.1	0.109	70.5	385
	Subterránea	11.8	0.049	29.5	161
	Total	**39.8**	**0.152**	**100.0**	**547**
Sotobosque	Aérea	3.3	0.012	62.5	47
	Subterránea	2.0	0.008	37.5	28
	Total	**5.2**	**0.018**	**100.0**	**74**
Total (Árboles + sotobosque)	Aérea	31.3	0.109	69.5	432
	Subterránea	13.7	0.052	30.5	189
	Total	**45.1**	**0.156**	**100.0**	**621**

B) Tipo de bosque	Fracción	Media stock de C (t ha^{-1})	SE	% fracción	Existencias stock de C (millones de t)
Frondosas (Árboles + sotobosque)	Aérea	30.8	0.166	63.5	210
	Subterránea	17.7	0.092	36.5	120
	Total	**48.5**	**0.254**	**100.0**	**330**
Coníferas (Árboles + sotobosque)	Aérea	31.9	0.143	76.2	222
	Subterránea	10.0	0.044	23.8	69
	Total	**41.8**	**0.185**	**100.0**	**291**

mantienen un stock de 291 millones de toneladas. De media por hectárea las coníferas almacenan menor cantidad de C en la biomasa (41.8 ± 0.19 t ha^{-1}) que los bosques de frondosas (48.6 ± 0.25 t ha^{-1}). La fracción de este stock almacenado en las raíces en los bosques de frondosas es superior al de las coníferas: 36.5% frente al 23.8%.

Los bosques del norte y noroeste de España, Pirineos y otras cordilleras montañosas muestran valores medios de acumulación de C a menudo superiores a los 80 t ha^{-1}. En cambio, los bosques del sur y del este son los que acumulan menores cantidades de C, especialmente bajos son los stocks de los bosques de la costa sureste mediterránea (Figura 1).

Los modelos estadísticos mostraron que la riqueza (estructural y de especies) fue la que mayor efecto tenía sobre el stock de C siendo este efecto superior en los bosques de coníferas (Figura 2). En los bosques de frondosas la riqueza de frondosas tuvo un efecto positivo sobre el stock de C, mientras que un mayor número de especies de coníferas tuvo un efecto negativo. En cambio, en los bosques de coníferas, solo la presencia de una mayor riqueza de frondosas tuvo un efecto positivo sobre la cantidad de C almacenada, un mayor número de coníferas no tuvo ningún efecto. Que la riqueza estructural y de especies sean los principales predictores del stock de C no es sorprendente puesto que son el resultado de su historia y resumiendo importantes características de los bosques tales como la edad, el grado de desarrollo, la composición, la gestión y las perturbaciones pretéritas (Lei et al. 2009, Keith & Lindenmayer 2009). El hecho de que un mayor número de clases diamétricas suponga un mayor stock de C no es un resultado necesariamente obvio, porque a medida que los bosques crecen, la competencia por los recursos también crece favoreciendo la eliminación de los pies dominados (normalmente los menores) y, como

Figura 1.

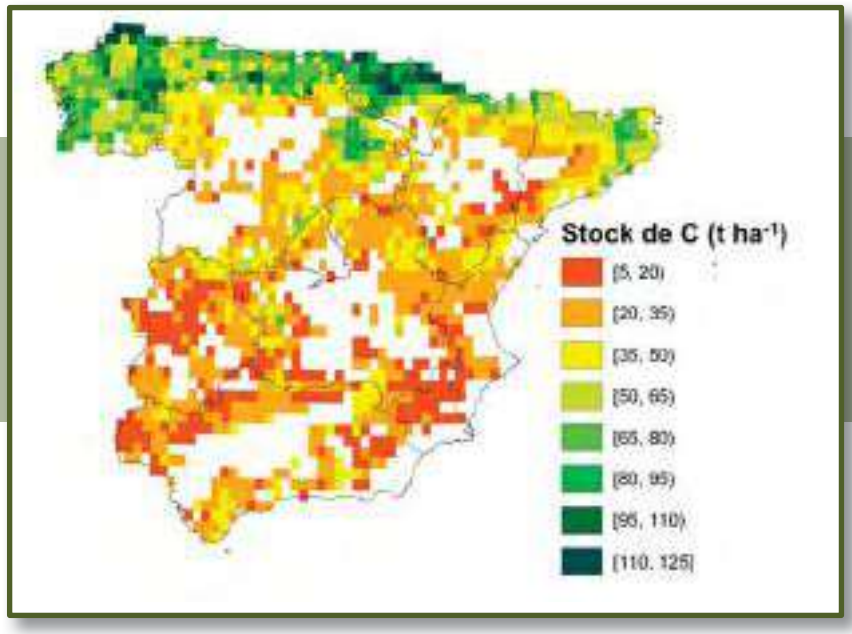


Figura 1. Mapa del valor promedio del stock de C (suma de los dos compartimentos: árboles y sotobosque, t ha-1) en celdas de 10'x10' de resolución en bosques de la España peninsular (número de parcelas = 70912).

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012b).

consecuencia, reduciendo el número de clases diamétricas (Keddy 2005, Healy et al. 2008, Vance-Chalcraft et al. 2010). El resultado de nuestro estudio contradice esta hipótesis lo que sugiere que cuando los árboles ocupan distintos estratos horizontales y verticales maximizan el uso de los recursos, mientras que en las estructuras homogéneas se reducen estos efectos complementarios (Lei et al. 2009). Además, en los bosques de coníferas el stock de C aumenta con la presencia de un mayor número de especies de frondosas lo que sugiere que nuevas características funcionales permiten acceder y utilizar nuevos recursos complementarios. Esto tendría sentido en relación a la competencia por la luz, porque las frondosas suelen ser más tolerantes a la sombra (Gravel et al. 2010) pero también lo sería para el agua, porque suelen tener un sistema radicular más desarrollado que las coníferas (Montero et al. 2005).

Aunque con un efecto débil, una mayor disponibilidad de agua tiene efectos positivos en ambos grupos de especies pero éste efecto es indirecto a través de las variables de riqueza. Este resultado tiene especial importancia teniendo en cuenta que aproximadamente el 85% de la España peninsular tiene un fuerte déficit hídrico. Que la escasez de agua limite el stock de C almacenado no es sorprendente en ecosistemas áridos como el Mediterráneo (Sankaran et al. 2005, Kerkhoff et al. 2004, Hicke et al. 2007, Huang et al. 2009), pero es muy relevante para entender la dinámica de la biomasa forestal en el contexto de los cambios en el régimen de precipitaciones y del incremento de la frecuencia de episodios de sequía extrema que el cambio climático va a suponer (Goswami et al. 2006, Stegen et al. 2011). La temperatura media anual tiene también efecto directo negativo, aunque débil, en ambos grupos de especies, limitando el stock de C y agravando el efecto de la escasez de agua.

Figura 2.

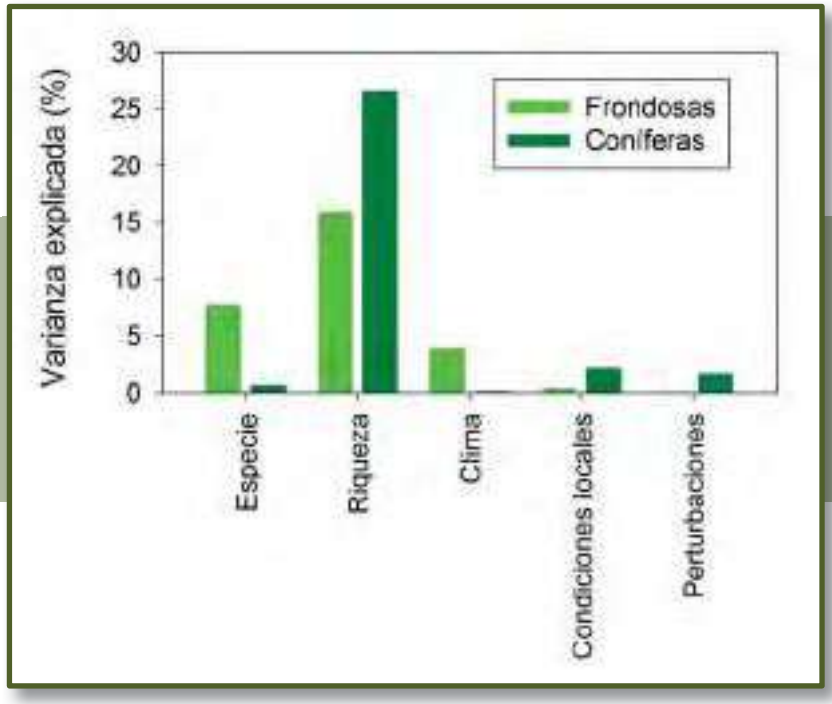


Figura 2. Porcentaje de la variabilidad explicada del stock de C (t ha-1) de los diferentes grupos de variables para los dos modelos: bosques dominados por frondosas o por coníferas. Los valores indican el porcentaje de la varianza explicada por cada grupo de variables en el modelo.

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012b).

Factores determinantes del cambio en los stocks de C de los bosques españoles

Se analizó el efecto sobre la capacidad de sumidero de C (calculada como la diferencia del stock arbóreo entre los dos inventarios forestales nacionales) de: el stock actual de C (como indicador de las condiciones ambientales), la densidad de árboles (como indicador del estado de desarrollo), la disponibilidad de agua (con un índice que combina la precipitación y la evapotranspiración potencial), la anomalía de la temperatura, la existencia de gestión forestal previa al IFN2 (variable dicotómica) y las interacciones Stock de C x Densidad de pies, la Disponibilidad de agua x Anomalía de la temperatura, y Gestión x Anomalía de la temperatura (Vayreda et al. 2012a).

Los bosques españoles acumularon de media (parte aérea y subterránea) 1.40 ± 0.01 t C ha^{-1} $año^{-1}$ durante el período entre ambos inventarios forestales (IFN2, 1985-1996; IFN3, 1997-2008), como se observa en otros países europeos (Nabuurs et al. 2003, Ciais et al. 2008) y, por regla general, en el hemisferios norte (Goodale et al. 2002, Zhao & Running 2010, Pan et al.

Figura 3.

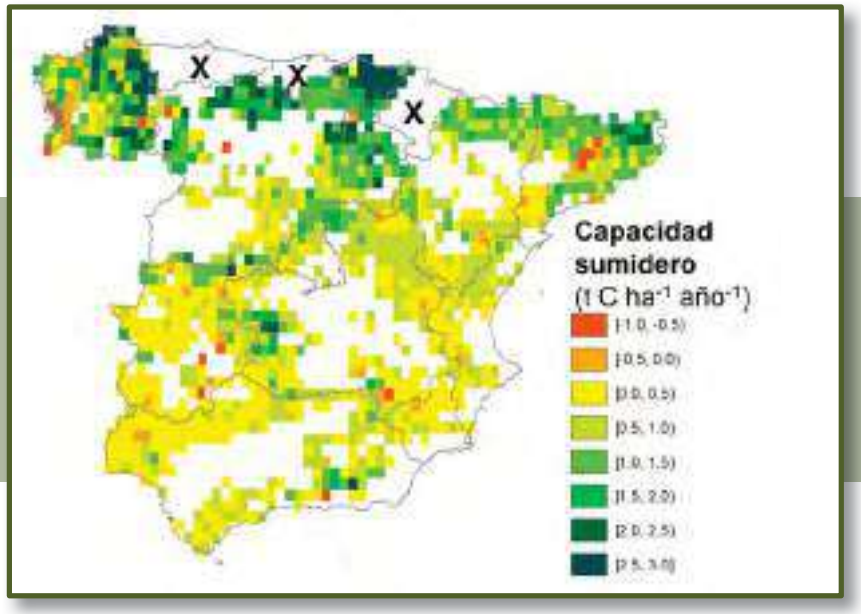


Figura 3. Distribución de la capacidad de sumidero (t C ha-1 año-1) en la España peninsular en celdas de 10'x10' de resolución. El valor en cada celda corresponde al valor medio del conjunto de parcelas. Las cruces indican regiones sin datos disponibles.

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012a).

Figura 4.

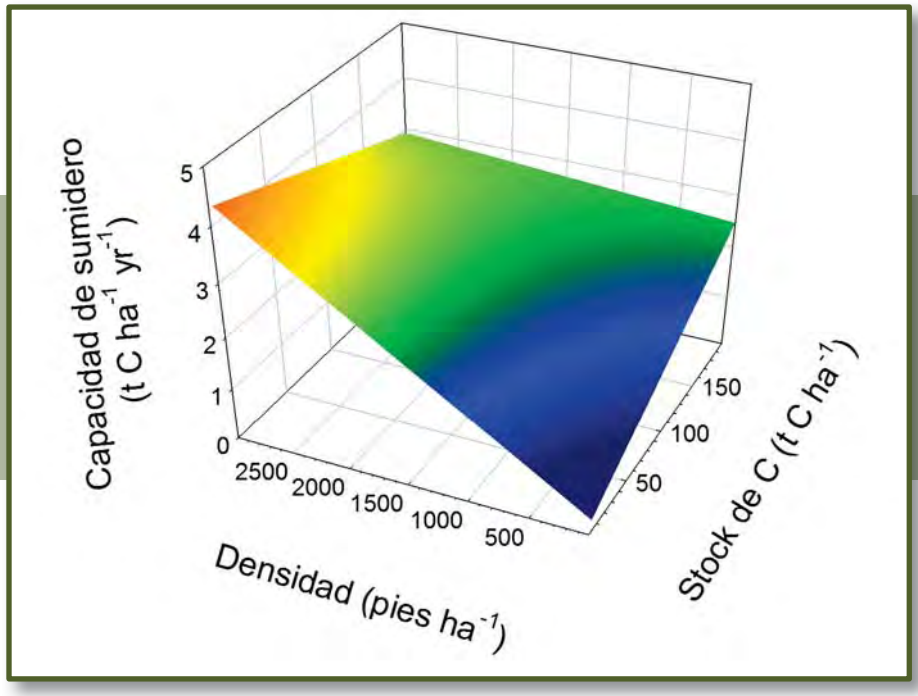


Figura 4. Efecto predicho por el modelo sobre la capacidad de sumidero (t C ha-1 año-1) de la interacción del stock de C (t C ha-1) y la densidad (pies ha-1).

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012a).

2011). Los bosques con un mayor incremento del stock de C estaban concentrados al norte, particularmente en Galicia y cordillera Cantábrica, Pirineos y País Vasco (Figura 3). En cambio, los bosques del sur, del este y de la meseta tenían valores más bajos y especialmente en el sur-oeste y costa sur-este del Mediterráneo. Este patrón geográfico coincide con el patrón de distribución de la precipitación lo que sugiere que la disponibilidad de agua es un factor determinante.

De acuerdo con el modelo estadístico propuesto, las dos variables que describen la estructura del bosque (la densidad de pies y el stock de C), que son un reflejo de su historia reciente de aprovechamientos y perturbaciones naturales, fueron las que mayor efecto tuvieron sobre el cambio en el stock de C. La fuerte relación positiva entre la capacidad de sumidero de C y estas dos variables estructurales y su interacción (Figura 4) indican que estos bosques todavía son jóvenes y, en consecuencia, todavía tienen un elevada capacidad de sumidero que probablemente puedan mantener al menos a corto y medio plazo (Karjalainen et al. 2003, Nabuurs et al. 2003, Böttcher et al. 2008, Pan et al. 2011). Muchos bosques españoles todavía se están recuperando de la sobreexplotación de los años 1950 y 1960 como en el resto de Europa (Ciais et al. 2008).

Efecto del calentamiento en la capacidad de sumidero a lo largo del gradiente norte-sur de disponibilidad hídrica

Durante el período entre los dos inventarios forestales la temperatura media (marzo-agosto) experimentó un incremento de +1 °C en relación al valor medio de los 30 años anteriores. El rango del calentamiento medio a lo largo de toda la península osciló entre -0.15 °C y +2 °C.

El aumento de la temperatura se ha relacionado con un incremento del estrés por sequía afectando negativamente a la productividad forestal (Ciais et al. 2005, Chhin et al. 2008, Zhao & Running 2010), especialmente en los ecosistemas limitados por el agua (Sabaté et al. 2002). En nuestro estudio, el efecto negativo del calentamiento fue especialmente acusado en las zona más húmedas del norte y noroeste peninsular y zonas de montaña como los Pirineos (Figura 5), donde los bosques están dominados por especies eurosiberianas situadas en el límite sur de distribución, siendo particularmente sensibles a condiciones de sequía (Macias et al. 2006, Andreu et al. 2007, Linares et al. 2009, Allen et al. 2010). Sin embargo, el calentamiento apenas tuvo efecto sobre la capacidad de sumidero de C en las zonas más secas de la España peninsular. Bajo estas condiciones climáticas los bosques están dominados por especies mediterráneas, presumiblemente más adaptadas a largos períodos de sequía (Montero et al. 2005, Bréda et al. 2006).

La gestión forestal como herramienta para mitigar el efecto del calentamiento

En España, en las últimas décadas, se ha producido un progresivo abandono de la gestión forestal lo que podría haber aumentado la competencia por los recursos (principalmente agua) agravando las consecuencias del calentamiento (Vilà-Cabrera et al. 2011). Sorprendentemente, en nuestro estudio, el supuesto beneficio de la gestión forestal no tuvo un efecto directo sobre la capacidad de sumidero. Sin embargo, hubo una interacción significativa entre el calentamiento y la gestión (Figura 6) que permite, al menos parcialmente, sostener la hipótesis de que el calentamiento y el abandono de la gestión forestal tienen un efecto sinérgico sobre el balance de C de los bosques. Este efecto se ha traducido en una reducción de la capacidad de sumidero

Figura 5.

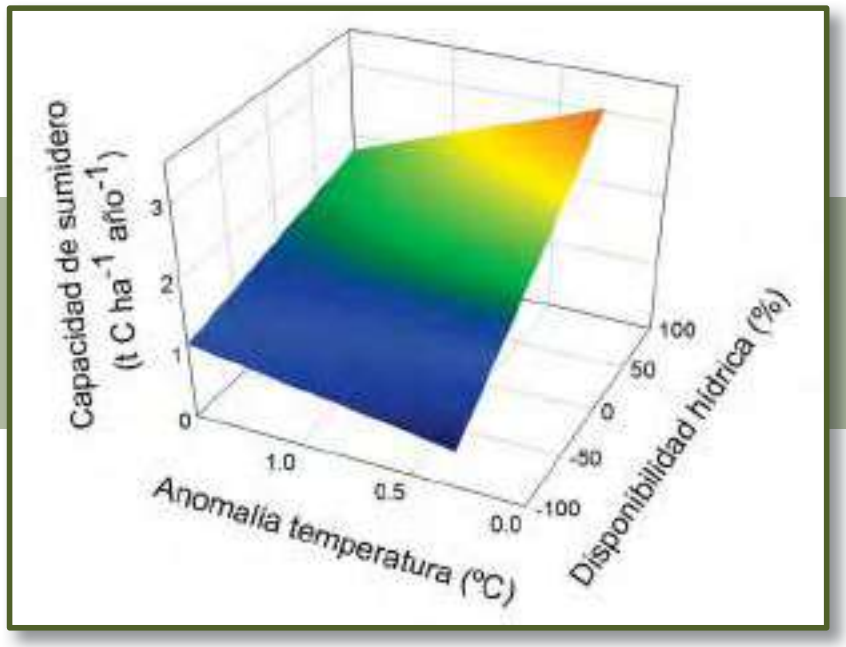


Figura 5. Efecto predicho por el modelo sobre la capacidad de sumidero (t C ha-1 año-1) de la interacción disponibilidad hídrica (%) y la anomalía de la temperatura (ºC).

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012a).

de C con el calentamiento en los bosques no gestionados, probablemente debido a la menor disponibilidad de agua. En cambio, nuestros resultados muestran que la gestión forestal puede revertir el efecto de calentamiento, manteniendo o incluso aumentando ligeramente su capacidad de sumidero.

Recomendaciones para la adaptación

La relación entre el stock de C, la densidad de pies y su interacción tienen un efecto positivo sobre la capacidad de sumidero de C lo que sugiere que todavía hay margen para seguir acumulando C sin comprometer su capacidad de sumidero, e incluso con margen para aumentarla. Por lo tanto, en vista de los resultados obtenidos, si el objetivo es maximizar las reservas de C, la primera opción de gestión forestal sería no cortar y permitir que el bosque se recupere hasta alcanzar la madurez. La segunda opción sería llevar el bosque a una estructura irregular puesto que permite mantener un mayor número de clases diamétricas (alta diversidad estructural) combinando cortas selectivas y parciales y manteniendo en cualquier caso los árboles de mayor tamaño. En la zonas donde fuera posible, se debería mantener masas mixtas de coníferas con frondosas más tolerantes a la sombra y más longevas. En todos los casos se debería favorecer períodos de rotación más largos para alcanzar mayores tiempos de residencia del stock de C en pie. Sin embargo, dado que el calentamiento ya está teniendo un efecto negativo sobre la capacidad de sumidero pero que la gestión puede tener un efecto incluso positivo, podría ser una herramienta fundamental para mitigar el efecto negativo del cambio climático.

Material suplementario

Área de estudio

El área de estudio comprende toda la superficie forestal arbolada de la España peninsular, es decir, excluyendo las islas Baleares y las Canarias. Según el Mapa Forestal de España (MFE50, MARM 2007), la superficie arbolada tiene 18.4 millones de hectáreas, el 37.3%. Los bosques están concentrados principalmente en las zonas de mayor relieve, desde el nivel del mar hasta los 2500 m de altura. Las zonas más bajas y llanas y las mesetas están ocupadas principalmente por cultivos o zonas urbanas. Los principales tipos de bosque de la península son Mediterráneos, Submediterráneos, Eurosiberianos y Boreoalpinos.

Inventarios forestales nacionales (IFN2, IFN3)

El conjunto de datos principal que se utiliza para este estudio son el stock de C y el cambio en el stock de C (como medida de la capacidad de sumidero) obtenidos del segundo (IFN2, Villaescusa et al. 1998) y del tercer Inventario Forestal Nacional de España (IFN3, Villanueva et al. 2005) que se llevaron a cabo entre 1985 y 1996 y entre 1997 y 2008, respectivamente. El IFN es una extensa base de datos de parcelas forestales distribuidas en una malla regular de 1km x 1km sobre toda la superficie forestal arbolada de España. El IFN se basa en una red de parcelas circulares a una densidad de una parcela por aproximadamente 200 hectáreas con información precisa y exhaustiva de la estructura y composición del estrato arbóreo. En cada parcela permanente del IFN se midió cada árbol individual en el IFN2 de nuevo en el IFN3. Para cada árbol vivo o muerto en pie de más de 7.5 m de DBH se anotó la especie y se midió su DBH y altura.

Figura 6.

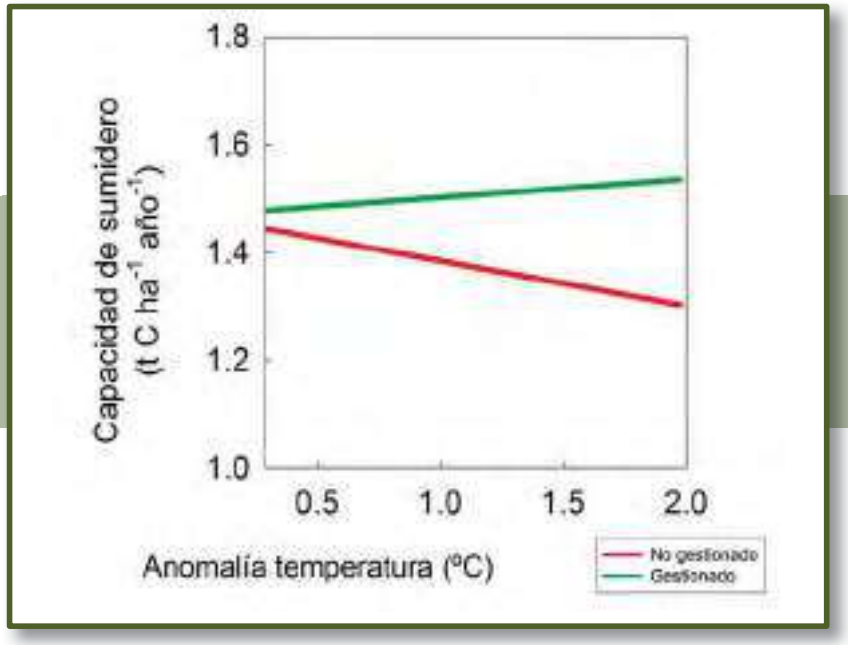


Figura 6. Efecto predicho por el modelo sobre la capacidad de sumidero (t C ha-1 año-1) de la interacción Gestión (sí/no) y la anomalía de la temperatura (ºC).

Fuente: Modificado de Vayreda et al. (2012a).

Para el cálculo de la biomasa de cada árbol para cada parcela del IFN2 y IFN3 se aplicaron las ecuaciones alométricas obtenidas por especies según diferentes estudios (Gracia et al 2004a, Montero et al 2005). El stock de C se determinó multiplicando la biomasa por el contenido específico C de la especie obtenidos en el Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña realizado por Gracia et al. (2004a, b).

Variables climáticas y anomalías climáticas.

Se utilizaron dos conjuntos de datos climáticos. El primer conjunto sirvió para caracterizar la variabilidad espacial del clima para toda la España peninsular. Se obtuvo del Atlas Climático digital de la península ibérica (Ninyerola et al. 2005), una colección de mapas digitales a 200 x 200 m de resolución con los datos medios mensuales de precipitación y máxima, media y mínima de temperatura para el período 1950-1999. La segunda fuente de datos climática sirvió para caracterizar la anomalía reciente de la temperatura que tuvo lugar durante el intervalo de tiempo entre los dos inventarios. Se trata de una base de datos de la temperatura y precipitación mensual por años, con una resolución espacial de 0,5 x 0,5 grados de latitud / longitud (201 celdas para toda España; Matsuura & Willmott 2009) . Esta fuente de datos nos permitió obtener las tendencias climáticas de temperatura y precipitación. Las medias anuales se calcularon utilizando los meses de marzo a agosto de cada año. La anomalía de la temperatura se calculó como la diferencia entre el valor medio de la temperatura para el período entre inventarios y el valor medio anterior (50 años, como período de referencia).

Análisis estadísticos

Utilizamos modelos lineales generales (GLM) para analizar el efecto de las distintas variables explicativas y sus interacciones sobre el stock de C y sobre la capacidad de sumidero. La selección de las variables explicativas se obtuvo paso a paso partiendo del modelo saturado (con todas las variables explicativas) y eliminando en cada paso el término menos significativo hasta obtener un modelo con el valor de AIC más bajo. Todos los modelos con valores de AIC inferiores a 2 unidades se consideraron equivalentes en términos de ajuste y se escogió el modelo más parsimonioso. Dado el gran tamaño de muestra, la significación fue aceptada para $p < 0.01$. Los análisis estadísticos se realizaron con el software R (R 2.10.0, R Foundation for Statistical Computing). Se comprobó que los residuos de los modelos no mostraran ningún patrón de autocorrelación espacial (GLS, paquete nmle, R 2.10.0) utilizando una estructura de correlación espacial esférica.

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, Mcdowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, et al. (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684

Anderegg WRL, Kane JM, Anderegg LDL (2012). Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature Climate Change*. DOI: 10.1038/NCLIMATE1635

Andreu L, Gutierrez E, Macias M, Ribas M, Bosch O, Camarero JJ (2007) Climate increases regional tree-growth variability in Iberian pine forests. *Global Change Biology* 13:804-815

Bigler CJ, Bräker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling D (2006) Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9:330-343

Bigler CJ, Gavin DG, Gunning C, Veblen TT (2007) Drought induces lagged tree mortality in a subalpine forest in the Rocky Mountains. *Oikos* 116: 1983-1994

Bonan GB (2008) Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* 320: 1444-1449

Böttcher H, Kurz WA, Freibauer A (2008) Accounting of forest carbon sinks and sources under a future climate protocol-factoring out past disturbance and management effects on age-class structure. *Environmental science and policy* 11: 669 -686

Bréda N, Huc R, Granier A, Dreyer E (2006) Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long–term consequences. *Annals of Forest Sciences* 63: 625-569 644

Chhin S, Hogg EHT, Lieffers VJ, Huang S (2008) Potential effects of climate change on the growth of lodgepole pine across diameter size classes and ecological regions. *Forest Ecology and Management* 256: 1692-1703

Christensen, JH, Hewitson B, Busuioc A, Chen A, Gao X, Held I, Jones R, Kolli RK, Kwon W-T, Laprise R, et al. (2007) Regional Climate Projections. En: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL, editores. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogée J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer Chr, Carrara A, et al. (2005) Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 37: 529-33

Ciais P, Schelhaas MJ, Zaehle S, Piao SL, Cescatti A, Liski, J, Luyssaert S, Le-Maire G, Schulze ED, Bouriaud O, Freibauer A, Valentini R, Nabuurs GJ (2008) Carbon accumulation in European forests. *Nature Geoscience* 1:425-429

Goodale CL, Apps MJ, Birdsey RA, Field CB, Heath LS, Houghton RA, Jenkins JC, Kohlmaier GH, Kurz W, Liu S, Nabuurs GJ, Nilsson S, Shvidenko AZ (2002) Forest carbon sinks in the Northern hemisphere. *Ecological Applications* 12: 891-899

Goswami BN, Venugopal V, Sengupta D, Madhusoodanan MS, Xavier PK (2006) Increasing trend of extreme rain events over India in a warming environment. *Science* 314: 1442-1445

Gracia C, Burriel JA, Ibàñez JJ, Mata T, Vayreda J (2004a) Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Mètodes. Volum 9. CREAF, Bellaterra

Gracia C, Burriel JA, Ibàñez JJ, Mata T, Vayreda J (2004b) Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Catalunya. Volum 10. CREAF, Bellaterra

Gravel D, Canham CD, Beaudet M, Messier C (2010) Shade tolerance, canopy gaps and mechanisms of coexistence of forest trees. *Oikos* 119: 475-484

Healy C, Gotelli NJ, Potvin C (2008) Partitioning the effects of biodiversity and environmental heterogeneity for productivity and mortality in a tropical tree plantation. *Journal of Ecology* 96: 903-913

Hicke JA, Jenkins JC, Ojima DS, Ducey M (2007) Spatial patterns of forest characteristics in the western United States derived from inventories. *Ecological Applications* 17: 2387-2402

Huang CY, Asner GP, Martin RE, Barger NN, Neff JC (2009) Multiscale analysis of tree cover and aboveground carbon stocks in pinyon–juniper woodlands. *Ecological Applications* 19: 668-681

Karjalainen T, Pussinen A, Liski J, Nabuurs GJ, Eggers T, Lapvetelainen T, Kaipainen T (2003) Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Policy and Economics* 5: 141-155

Keddy P (2005) Putting the plants back into plant ecology: Six pragmatic models for understanding and conserving plant diversity. *Annals of Botany* 96: 177-189

Keith H, Mackey BG, Lindenmayer DB (2009) Reevaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 1635-11640

Kerkhoff AJ, Martens SN, Shore GA, Milne BT (2004) Contingent effects of water balance variation on tree cover density in semiarid woodlands. *Global Ecology and biogeography* 13: 237-246

Kueppers LM, Harte J (2005) Subalpine forest carbon cycling: short -and long term- influence of climate and species. *Ecological Applications* 15: 1984-1999

Lei X, Wang W, Peng C (2009) Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 1835-1847

Lexerød NL, Eid T (2006) An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest Management planning. *Forest Ecology and Management* 222: 17-28

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009) Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18: 485-497

Macias M, Andreu L, Bosch O, Camarero JJ, Gutierrez E (2006) Increasing aridity is enhancing silver fir Abies alba mill.) water stress in its south-western distribution limit. *Climatic Change* 79: 289-313

MARM (2007) Anuario de estadística forestal. Mapa Forestal de España (1:50000). Base de datos de la naturaleza. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx Último acceso 24 de Julio de 2014

Martínez-Vilalta J, Lloret F, Breshears DD (2012) Drought-induced forest decline: causes, scope and implications. *Biology letters* 8: 689-691

Matsuura K, Willmott CJ (2009) Center for Climatic Research Department of Geography University of Delaware. Newark, DE 19716. Disponible en: http://climate.geog.udel.edu/~climate/ Último acceso 24 de Julio de 2014

McDowell NG, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF Stitt M (2011) The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology and Evolution* 26:523-532

McElhinny C, Gibbons P, Brack C, Bauhus J (2005) Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218:1-24

Montero G, Ruiz-Peinado R, Muñoz M (2005) Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles. Monografías del INIA. Serie Forestal nº 13

Nabuurs GJ, Schelhaas MJ, Mohren GMJ, Field CB (2003) Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* 9:152-160

Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2005) Atlas Climático de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universidad Autónoma de Barcelona. Cerdanyola del Vallés.

Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, et al. (2011) A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333: 988-993

R software (v2.10.0) The R Foundation for Statistical Computing

Sabaté S, Gracia CA, Sánchez A (2002) Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 162: 23-37

Sankaran M, Hanan NP, Scholes RJ (2005) Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* 438: 846-849

Stegen JC, Swenson NG, Enquist BJ, White EP, Phillips OL, Jørgensen PM, Weiser MD, Monteagudo Mendoza A, Núñez Vargas P (2011) Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. *Global Ecology and Biogeography* 20, 744-754

Van Mantgem PJ, Stephenson, NL, Byrne JC, Daniels LD, Franklin JF, Fulé PZ, Harmon, ME, Larson AJ, Smith JM, Taylor AH, Veblen TT (2009) Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science* 323: 521-524

Vance-Chalcraft HD, Willig MR, Cox SB, Lugo AE, Scatenaet FN (2010) Relationship Between Aboveground Biomass and Multiple Measures of Biodiversity in Subtropical Forest of Puerto Rico. *Biotropica* 42: 290-299

Vandermeer JH (1989) The ecology of intercropping. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Vayreda J, Martinez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2012a) Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forest. *Global Change Biology* 18: 1028-1041

Vayreda J, Gracia M, Canadell JG, Retana J (2012b) Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in western Mediterranean. *Ecosystems* 15: 1258-1270

Vilà M, Vayreda J, Comas L, Ibáñez JJ, Mata T, Obón B (2007) Species richness and wood production: a positive association in Mediterranean forests. *Ecology Letters* 10: 241-250

Vilà-Cabrera A, Martínez–Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 2: 1162-1172

Zhao MS, Running SW (2010) Drought-Induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329: 940-943

J. Madrigal-González[1*], S. Hantson[2], M.A. Zavala[1]

[1] *Grupo de Ecología Forestal y Restauración, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá (UAH)*
[2] *Departamento de Geografía y Geología, Universidad de Alcalá de Henares (UAH), IMK/IFU, KIT, Kreuzeckbahnstraße 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen, Germany*
[*] *Correo electrónico: ecojmg@hotmail.com*

26 Vulnerabilidad de las masas de pinares continentales ordenados frente al aumento de la frecuencia de años secos: el papel del CO_2 y la gestión forestal

Resultados clave

- El aumento de años secos, por encima de variaciones promedio en temperatura o precipitación, determina reducciones exponenciales de crecimiento relativo en árboles jóvenes. En árboles viejos el crecimiento relativo sin embargo no cambia prácticamente a lo largo de las décadas para las que se dispone de datos.

- Durante la primera mitad del siglo XX se observó a nivel de masa forestal una disminución del crecimiento relativo ante el aumento en la frecuencia de años secos. Esta respuesta tiende a desaparecer parcialmente hacia la segunda mitad del siglo a pesar de las sequías anormalmente prolongadas de las dos últimas décadas.

- El aumento en la concentración de CO_2 atmosférico podría explicar en parte esta pérdida de respuesta de la productividad forestal a la sequía de finales de siglo.

- Aunque el impacto del cambio climático podría compensarse parcialmente por el efecto fertilizador del CO_2 este efecto depende en gran medida de la estructura de la masa, siendo los árboles jóvenes más vulnerables.

Contexto

Las predicciones más recientes del Panel de Expertos sobre Cambio Climático (Collins et al. 2013) sugieren un aumento en la vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres, no tanto por las consecuencias potenciales del calentamiento promedio como por el aumento en la probabilidad de eventos extremos de sequía en muchos lugares del planeta (Jentsch & Beierkuhnlein 2008). En particular, la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales podría aumentar notablemente en zonas donde la disponibilidad de agua para las plantas es ya de por sí limitada, como es el caso del Mediterráneo (Lloret 2012).

Frente a estos pronósticos hay autores que proponen que la creciente concentración de CO_2 atmosférico (en adelante [CO_2]) podría revertir algunos de los impactos climáticos (Norby et al. 2005) a través de: (i) un aumento en la eficiencia del uso del agua, y (ii) valores de asimilación fotosintética más elevados (Long et al. 2004). En la península ibérica, en particular, el debate se mantiene abierto con evidencias procedentes tanto de observaciones como de modelización que predicen respuestas variables del arbolado -de negativas a neutras o incluso positivas- bajo condiciones más cálidas. En concreto, análisis isótopicos de carbono en anillos de crecimiento revela un aumento en la eficiencia del uso del agua asociada al aumento de la [CO_2] a lo largo del siglo XX (Linares & Camarero 2012). Este hecho, sin embargo, no parece reflejarse en todos los casos en aumentos proporcionales de crecimiento secundario lo cual podría deberse a una predominancia de los impactos negativos de la sequía sobre los positivos de la fertilización por carbono y el calentamiento (Peñuelas et al. 2011). Además, algunos trabajos plantean que ante una mejora del estado hídrico de la planta como consecuencia del aumento en la [CO_2], otros factores se vuelven limitantes e impiden que el fenómeno de fertilización por carbono se manifieste en incrementos netos de productividad (Norby et al. 2010).

Trabajos recientes en ecosistemas áridos muestran un aumento generalizado de la productividad durante las últimas décadas (Fensholt et al. 2012). Este "reverdecimiento" de zonas áridas podría ser consecuencia directa del aumento en la [CO_2], aunque existen varios factores que influyen sobre la productividad y entremezclan sus efectos en el tiempo (Donohue et al. 2013). En el caso de los ecosistemas forestales españoles estos estudios deben contemplar aspectos como el manejo histórico además de los aspectos puramente funcionales que operan a nivel de árbol o de masa forestal.

Figura 1

Figura 1. Pinares continentales de Pinus pinaster sobre suelos dunares en el municipio de Cuéllar (Segovia).

En esta contribución se presentan algunos resultados sobre impactos potenciales del aumento en la intensidad y frecuencia de la sequía en montes ordenados del centro de la península ibérica una tipología de masa forestal ampliamente distribuida en España. Se han estudiado separadamente las respuestas de crecimiento a nivel de individuo y de masa forestal para entender en qué medida aspectos como la edad del arbolado, el uso histórico de los recursos forestales o la competencia han influido sobre la dinámica de estas masas a lo largo del siglo XX. A nivel de bosque se modelizó la transferencia de carbono de la atmósfera a arbolado utilizando el modelo ORCHIDEE (Organizing Carbon and Hydrology in Dynamic Ecosystems). Estas simulaciones permitieron comparar resultados obtenidos a partir de una [CO_2] constante con los obtenidos con una [CO_2] que reproduce los cambios observados a lo largo del siglo XX. Básicamente el modelo asume que, ante un enriquecimiento en CO_2 atmosférico, la planta puede asimilar la misma cantidad de carbono en periodos de apertura estomática más cortos aumentando así su eficiencia en el uso del agua (Krinner et al. 2005).

El bosque objeto de estudio (Figura 1) se asienta sobre dunas continentales donde los suelos son extremadamente arenosos, poco estructurados y con baja disponibilidad de nutrientes y muy baja capacidad de retención de agua (Termiño et al. 1997; Gómez-Sanz and García-Viñas 2011). Esta condición le hace especialmente idóneo para evaluar el efecto de la variabilidad climática sobre el arbolado dada la elevada sensibilidad de la humedad del suelo a las variaciones interanuales de precipitación y temperatura (Gómez-Sanz and García-Viñas 2011).

Resultados y discusión

Los análisis estadísticos sugieren que el aumento en la frecuencia de años secos, por encima de las temperaturas promedio o las precipitaciones, son el factor que mejor explica el crecimiento del arbolado a lo largo del siglo XX. En particular se observa un fuerte impacto negativo sobre el crecimiento relativo de los individuos más jóvenes (20-30 años) junto a impactos casi nulos en lo individuos más viejos (> 90 años; Figura 2). Esta respuesta, a su vez, puede variar con la densidad de las masas con un menor crecimiento en rodales con densidades más altas (Figura 3). Así, la vulnerabilidad ante un aumento de la frecuencia de años secos sería especialmente elevada en masas jóvenes y densas, donde la competencia podría agravar los efectos negativos de la sequía.

Las respuestas dependientes de la edad respecto a factores climáticos puede ser un aspecto clave de cara a evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales al cambio climático. Sin embargo, existe controversia sobre qué individuos son realmente más sensibles a la variabilidad climática o incluso hasta qué punto la dependencia de la edad es un aspecto generalizable para todas las especies (Carrer & Urbinati 2004). En el caso concreto de coníferas como *P. pinaster*, algunos autores han observado periodos de crecimiento anual más largos en los individuos jóvenes, lo cual en condiciones favorables, les puede permitir crecer más (Vieira et al. 2009). Por otra parte, en condiciones de baja disponibilidad de agua durante todo el año, los árboles jóvenes mostrarán patrones de crecimiento relativo más parecidos a los individuos viejos. Estos por su parte, presentan periodos de crecimiento más estables pero más cortos y tasas de crecimiento que prácticamente no cambian a pesar de la variabilidad climática. En parte este hecho puede deberse a un mayor desarrollo radicular que les permite acceder a niveles más profundos donde la

Figura 2

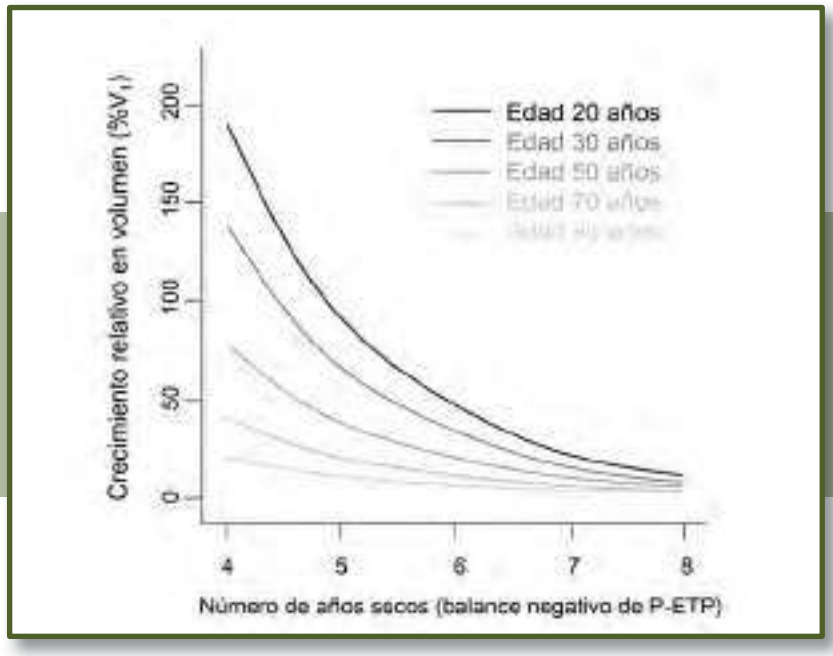


Figura 2. Crecimiento relativo predicho por el mejor modelo frente al número de años secos por década (nivel árbol) y para diferentes edades. El área basimétrica de madera por hectárea se ajustó al valor promedio para esta simulación. Se consideran años secos aquellos en los que el balance P-ETP tiene valor negativo, es decir, la demanda de agua por evapotranspiración es superior al aporte de agua por precipitación.

Fuente: Elaboración propia.

disponibilidad de agua es más estable a lo largo del año. Su relativa falta de sensibilidad, además, podría estar en parte también relacionada con el enriquecimiento en CO_2 atmosférico. Así, una menor disponibilidad de agua bajo condiciones extremas de sequía podría verse compensada por el aumento de CO_2, especialmente en la última década del siglo donde se alcanzaron los niveles máximos de [CO_2]. Desconocemos en todo caso si el proceso de fertilización por carbono puede variar con la edad de los individuos, con respuestas diferenciales entre jóvenes y adultos.

A escala de bosque, el clima, la gestión forestal (incluyendo la extracción de resina) y la competencia (stock de madera por hectárea) son factores relevantes para explicar el crecimiento relativo. Junto a ellos, se reconoce un efecto positivo y estadísticamente significativo del aumento en la [CO_2]. En este sentido, el mejor modelo para explicar los valores observados de crecimiento relativo es aquel que incluye, como variable independiente, la simulación de almacenamiento de carbono que integra el efecto del cambio en la [CO_2] (Tabla 1). En apoyo a este resultado, un análisis paralelo muestra que la capacidad explicativa de la variable "número de años secos" sobre

Figura 3

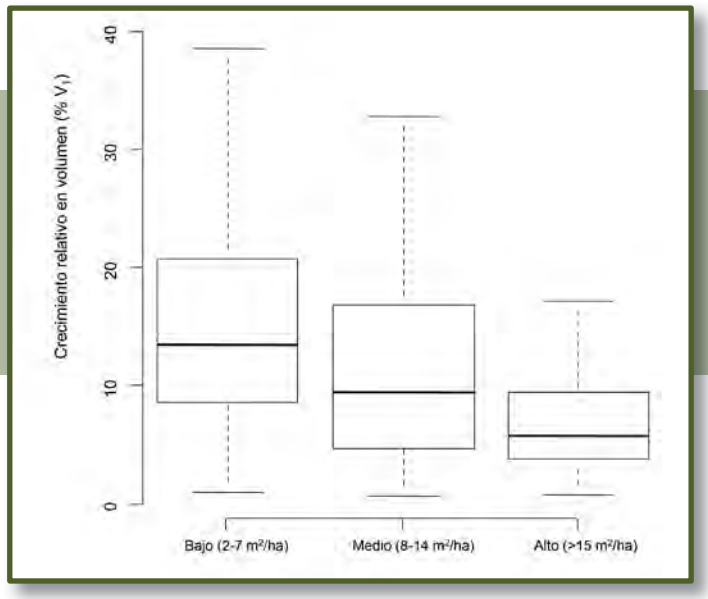


Figura 3. Crecimiento relativo observado (nivel de árbol) en tres niveles de área basimétrica representativos del bosque objeto de estudio. El crecimiento disminuye en masas donde el área basimétrica es mayor (presumiblemente mayor competencia).

Fuente: Elaboración propia.

el crecimiento relativo de la masa es muy alta si sólo se incluyen las décadas de la primera mitad del siglo, y disminuye notablemente cuando se incorporan al análisis las décadas de la segunda mitad (cuando se alcanzaron los niveles máximos de [CO_2]; Figura 4). Algunos trabajos recientes han mostrado que la eficiencia en el uso del agua ha aumentado hacia los últimos años del siglo XX (Peñuelas et al. 2011). Curiosamente, muchos de estos trabajos muestran un falta de correspondencia entre eficiencia en el uso del agua y crecimiento que se ha justificado a través del impacto negativo predominante de los eventos extremos de sequía, los cuales, pueden incluso inducir fenómenos de decaimiento poblacionales (Linares& Camarero 2012).

La mayor parte de observaciones de respuestas a la sequía en la península ibérica se corresponden con especies forestales que tienen en el Mediterráneo su extremo meridional de distribución (Martínez-Vilalta et al. 2012, Sánchez-Salguero et al. 2010, 2012). Las especies bien adaptadas a la escasez de agua, por su parte, deberían presentar respuestas más positivas al aumento de la concentración de CO_2 (Oechel et al. 1995). Así, un estudio reciente en el Mediterráneo oriental Europeo sugiere que el enriquecimiento en CO_2 atmosférico puede mejorar significativamente la capacidad de resistencia a la sequía en coníferas mediterráneas (Koutavas 2012). Nuestros resultados sugieren que el papel relativo del CO_2 es limitado en comparación con los otros factores que explican el almacenamiento de carbono. Más aún, la huella del CO_2 puede incluso desaparecer en función de la estructura del bosque o tipo de gestión. Este hecho sugiere que existen varios factores que actúan conjuntamente y cuyos efectos aislados pueden enmascararse entre sí. Uno de los posibles factores que podría también afectar a los efectos del CO_2 atmosférico es la fertilización procedente de la deposición de nitrógeno. Para este factor carecemos de información explícita aunque los modelos a escala Europea sugieren que los niveles de deposición son comparativamente muy bajos en esta zona de la Península (Leip et al. 2011).

Tabla 1. Selección de variables para el modelo de crecimiento a nivel de masa forestal utilizando un procedimiento paso a paso hacia atrás con el índice AICc. Dado que las simulaciones ORCHIDEE con CO_2 constante y con cambio en CO_2 están correlacionadas se decidió proceder con la selección de los mejores modelos por separado utilizando una de estas variables de cada vez. Después se compararon los mejores modelos para ver cuál de los dos era el más explicativo.

Modelos	Nº parámetros	AICc	ΔAICc	ΔAICc
Modelo saturado con [CO2] constante	7	685	0	
Quitamos "producción de resina"	6	703	18	*
Quitamos "cortas de madera"	6	683	-2	
Quitamos "stock de madera"	6	728	43	*
Quitamos la variable ORCHIDEE	6	690	5	*
Modelo saturado con cambio en [CO2]	7	679	0	
Quitamos "producción de resina"	6	696	17	*
Quitamos "cortas de madera"	6	677	-2	
Quitamos "stock de madera"	6	740	61	*
Quitamos la variable ORCHIDEE	6	690	11	*
Modelo seleccionado con [CO2] constante	6	683	6	
Modelo seleccionado con cambio en [CO2]	6	677	0	mejor modelo
Modelo solo con intercepto (~aleatorio)	1	785	108	
Sólo ORCHIDEE con [CO2] constante	2	770	0	
Sólo ORCHIDEE con cambio en [CO2]	2	774	4	

Los factores históricos relacionados con la gestión, en especial la resinación y las existencias acumuladas en el bosque (stocks), tuvieron un papel muy significativo para explicar el crecimiento de las masas. En ambos casos los efectos fueron negativos con un menor crecimiento con mayores producciones de resina y mayor densidad de existencias. Para el caso de la resinación este impacto podría atribuirse a dos aspectos de la producción: (i) la resinación implica una asignación extra de carbono a la producción de resina como forma de protección ante la agresión en los árboles; (ii) el daño que provoca la práctica de la resinación podría debilitar al árbol y con ello reducir el potencial de crecimiento. El área basimétrica por su parte es utilizado ampliamente como un indicador de la intensidad de la competencia. Otros trabajos a nivel de árbol han mostrado el papel predominante de la competencia sobre el crecimiento (Gómez-Aparicio et al. 2011). Nuestros resultados a nivel de árbol apoyan estos efectos negativos de la densidad en las masas forestales aunque en los modelos a nivel de masa forestal no se comprobaron las interacciones entre stocks y sequía.

Los diferentes resultados sugieren que las posibilidades futuras del monte deben tener en cuenta los diferentes escenarios de aumento de la sequía para ajustar los turnos, la intensidad de los tratamientos y los periodos de regeneración bajo condiciones de mayor aridez. Así, las densidades actuales deberían ajustarse en relación a las densidades máximas actuales y los periodos de rotación alargarse para asegurar una mayor resistencia frente a las sequías, una mayor productividad y el remplazo generacional.

Figura 4

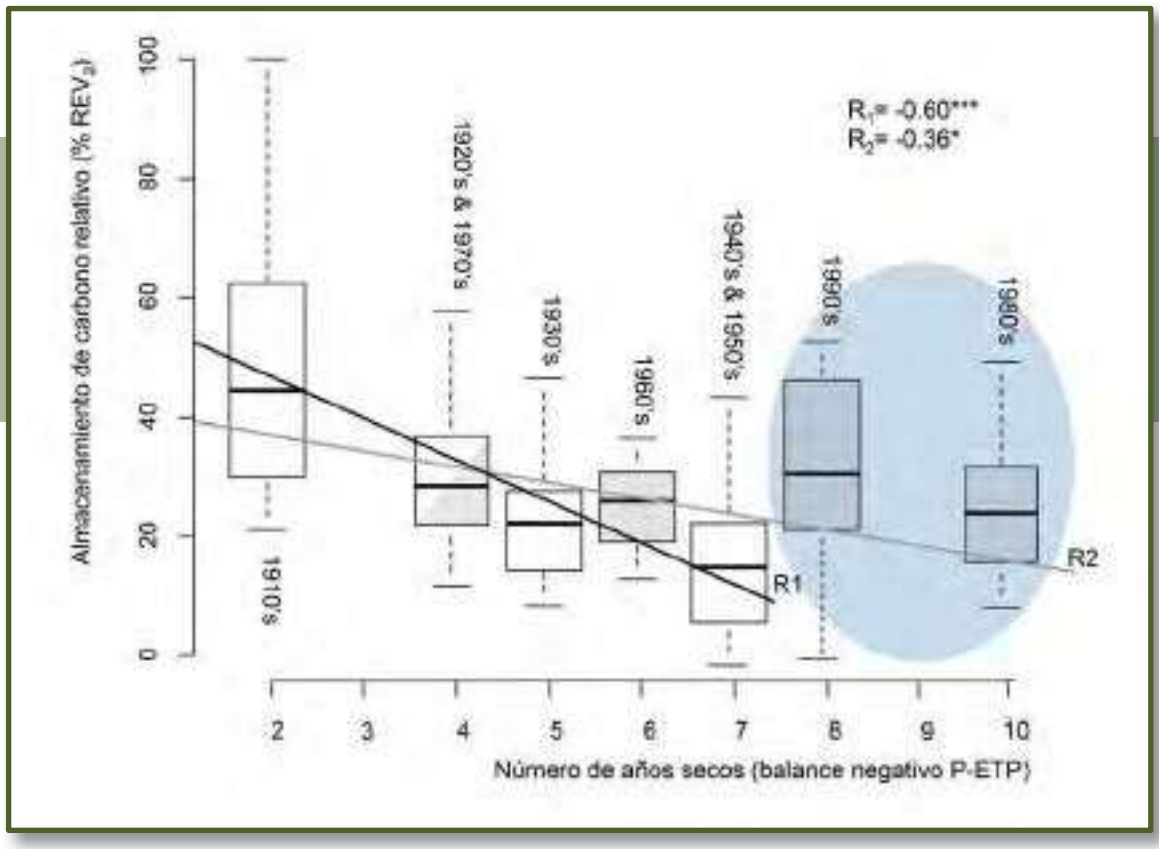


Figura 4. Relación entre el almacenamiento de carbono relativo (nivel bosque) y el número de años secos para el periodo 1912-1952 (R_1) y para el periodo completo 1912-2002 (R_2). Se observa una disminución notable en el coeficiente de correlación cuando se incluyen las décadas de la segunda mitad del siglo en favor de la hipótesis de que el aumento en CO_2 atmosférico podría estar compensando los efectos negativos del aumento de años secos en la década. Resaltadas sobre un círculo azul se representan las dos últimas décadas del siglo (1982-2002) con valores de almacenamiento de carbono especialmente elevado a pesar del elevado número de años secos. Las cajas en blanco representan información sobre crecimiento relativo en las décadas de la primera mitad del siglo XX mientras las coloreadas en gris representan las de la segunda mitad. Las cajas con ambos colores representan la información combinada de dos décadas que tienen el mismo número de años secos pero pertenecen, una a la primera mitad del siglo y la otra a la segunda.

Fuente: Elaboración propia

Recomendaciones para la adaptación

El manejo de la estructura de edades y la competencia en estos bosques podría minimizar los impactos negativos del cambio climático sobre la productividad y el almacenamiento de carbono. En concreto nuestros resultados sugieren las siguientes recomendaciones para la adaptación:

- Promover una estructura de edades heterogénea. Nuestros resultados muestran respuestas diferenciales a la frecuencia de años secos entre individuos jóvenes y viejos. Una estructura heterogénea de edades permitiría maximizar la resistencia de las masas al aumento del número de años secos teniendo en cuenta que los individuos jóvenes son mucho más vulnerables que los viejos.

- En relación con el punto anterior, sería además muy aconsejable alargar los turnos de explotación para asegurar la productividad y al mismo tiempo el reemplazo del arbolado adulto.

- Disminuir la densidad de las masas tras el periodo de regenerado permitiría reducir los impactos negativos de la sequía en ambientes competitivos.

Material suplementario

Área de estudio

La información sobre almacenamiento de carbono, estructura poblacional y manejo a largo plazo (1912-2002) se ha extraído del proyecto de ordenación de un bosque mediterráneo seco situado en el centro-norte de la Península Ibérica (altitud: 841 m.s.n.m.; situación geográfica: 41º 19 ’N – 4 º12 ’O, provincia de Segovia). Este bosque (Monte de Utilidad Pública nº48, localidad de Cuéllar) ocupa *c.* 7,500 hectáreas y es parte de un territorio homogéneo y extenso que abarca parte de las provincias de Segovia, Ávila y Valladolid, y que está dominado por extensas masas forestales conformando lo que se conoce localmente como Tierra de Pinares.

El clima es de tipo Mediterráneo con marcada influencia continental, inviernos fríos y húmedos, y veranos cálidos y secos (Calonge 1987). La precipitación anual promedio es de 480 mm y tiende a distribuirse mayoritariamente hacia los meses de otoño y primavera. La temperatura anual promedio es de 12 ºC, con temperaturas mínimas promedio por debajo de 0 ºC en Diciembre, Enero y Febrero, y temperaturas máximas promedio por encima de 30 ºC en Julio y Agosto. Aunque la especie dominante es el pino resinero, *Pinus pinaster* Aiton, otras especies de pino (*Pinus sylvestris* y *Pinus*

nigra) y algunas quercíneas (*Quercus ilex* y *Quercus faginea*) aparecen marginalmente ocupando enclaves húmedos a orillas de arroyos y lagunas estacionales.

Existencias de madera y crecimientos relativos

Toda la información sobre existencias de madera y explotación de recursos fue extraída de los documentos incluidos en el proyecto de ordenación que abarca el periodo entre 1912 y 2002. Todos los documentos relativos a este proyecto se encuentran archivados en la Delegación Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en la ciudad de Segovia. La información existente hace referencia a inventarios de existencias de madera (número de árboles y volumen de madera), resina y otros servicios indirectos como la caza y las adjudicaciones de leñas para periodos de diez años desde el comienzo del manejo. Por cuestiones administrativas y de gestión la masa forestal fue desde un principio subdividida en secciones, cuarteles, tramos y tranzones sujetos a similares prácticas de gestión: 4 tranzones por tramo, 4 tramos por cuartel y 3-4 cuarteles por sección (3 secciones en total). Para todo el conjunto del monte se aplica un tipo de manejo de aclareos sucesivos en tramos permanentes con un periodo de rotación de 80-100 años.

Las existencias de madera en cada cuartel se calculan como la suma de los volúmenes individuales de cada árbol presente en el monte. Atendiendo a cuestiones prácticas en el momento del cálculo del volumen de madera para el conjunto del monte, donde más de 500.000 árboles son contados y medidos cada diez años, se precisa que las mediciones directas para cada árbol sean rápidas: diámetro a la altura del pecho (d.b.h., mm) y altura total (m). Partiendo de estos parámetros básicos es posible calcular de forma sencilla el volumen del árbol como si éste fuese un cilindro perfecto. No obstante, el diámetro del tronco va progresivamente disminuyendo a medida que vamos de la base al extremo superior del mismo, por lo que es necesario aplicar algún tipo de corrección para obtener una medida algo más precisa del volumen. Comúnmente se suelen aplicar dos tipos de correcciones: (i) ecuaciones para la estimación de la reducción del diámetro del tronco (en inglés "taper equations"), o (ii) coeficientes mórficos. En el caso del presente monte, el método aplicado desde los comienzos del proyecto de ordenación son los coeficientes mórficos que se obtienen de la comparación entre el cálculo del volumen del tronco como si fuese un cilindro perfecto y de éste calculado como la suma de trozos cilíndricos del tronco (trozas). El segundo cálculo requiere de mediciones directas obtenidas en árboles cortados y troceados pertenecientes a diferentes clases diamétricas (20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, > 50 cm). Estos árboles se denominan árboles tipo y su número varía en función de la década de muestreo: 30-40 árboles la década de 1912-1922, 30 árboles en la década de 1922-1932, 80 árboles en la década de 1942-1952, 80 árboles en la década de 1952-1962, 60 árboles en la década de 1962-1972, y 512 en la década de 1992-2002. En la ausencia de datos sobre árboles tipo el cálculo de volúmenes para un década se lleva a cabo utilizando los más recientes disponibles de décadas anteriores.

Para calcular los coeficientes mórficos es necesario en primer lugar calcular con cierta precisión el volumen individual de los árboles. Para ello, y de acuerdo con la idea de que el diámetro de los troncos disminuye desde la base hasta el extremo superior, cada árbol tipo es troceado en partes de 1-2 metros de longitud a lo largo de las cuales el diámetro puede ser considerado constante. A continuación, el volumen de cada pieza (V_i) es calculado como si de cilindros se tratara a partir de la fórmula:

$$V_i = \pi r_i^2 a_i$$

donde r es el radio de la sección basal y a es la altura de cada pieza i del tronco.

La suma de todas las partes en la que se trocea el tronco del árbol constituye el volumen del tronco. La manera en la que se deriva un único coeficiente mórfico (C) a través del cual estimar el volumen del resto de los árboles para los cuales sólo se dispone de las medidas básicas (d.b.h. y altura) es dividir el volumen calculado a partir de trozas por el volumen calculado como si todo él fuese un cilindro:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^{n} V_i}{V_{tronco}}$$

donde $\sum_{i=1}^{n} V_i$ es el sumatorio del volumen de las n piezas en la que se divide el tronco, y V_{tronco} es el volumen del tronco calculado como si fuese un único cilindro. Siguiendo este procedimiento se calculan coeficientes mórficos para las diferentes clases diamétricas en diferentes partes del monte. Así, y una vez obtenidas las mediciones básicas para todos y cada uno de los árboles, éstos son asignados a una clase diamétrica y su volumen como cilindro es corregido utilizando el correspondiente coeficiente mórfico.

Junto con la información sobre existencias de madera hay también información crucial relacionada con la explotación de los recursos primarios, madera y resina. Así por ejemplo, el incremento en volumen de la masa en el periodo de 10 años considera las extracciones de madera en cortas ordinarias y extraordinarias. Con ello, el cálculo del crecimiento de la masa puede realizarse como:

$$\Delta V = V_2 - V_1 + V_{cortas}$$

donde ΔV es el incremento en volumen de madera en el periodo de tiempo entre dos inventarios consecutivos, V_2 son las existencias de madera en el segundo inventario, V_1 son las existencias en el primer inventario y V_{cortas} es el volumen de madera extraído en el periodo. Para hacer esta medida comparable entre cuarteles y décadas se hizo relativa al volumen de madera del segundo inventario:

$$\Delta V\ (\%) = \frac{\Delta V}{V_2} * 100$$

donde $\Delta V\ (\%)$ es el incremento en volumen en términos relativos, usando en el presente trabajo como

crecimiento relativo. Esta medida de incremento de volumen, por tratarse de un monte monoespecífico, es un buen proxy del incremento en biomasa y por ende del almacenamiento de carbono del monte en los periodos de diez años a lo largo del siglo XX. Por esa razón hablamos de ésta medida como almacenamiento de carbono en términos relativos.

A nivel de árbol se utilizó como proxy de competencia el área basimétrica de las unidades espaciales más pequeñas en que está subdividido el monte (tranzones). Esta información está contenida en los archivos del proyecto de ordenación. Para los modelos a nivel de masa, se utilizó como proxy de competencia el valor de volumen de madera por hectárea al nivel de cuartel, que fue el nivel al que se calcularon los crecimientos relativos.

Información climática de temperaturas y Precipitaciones e índice SPEI

La información de largo plazo para la zona de estudio fue tomada de la base de datos CRU TS 3.0. Estos datos fueron además utilizados para las simulaciones de secuestro de carbono con el modelo ORCHIDEE. En cuanto al índice de sequía se utilizó el índice SPEI (Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index, Vicente-Serrano et al. 2010). Este índice es una estandarización del balance Precipitación – Evapotranspiración en el que valores negativos representan periodos en los cuales la demanda de agua por evapotranspiración excede los aportes de agua por precipitación. Esta es la base para considerar años secos o húmedos teniendo en cuenta el signo del índice de sequía.

Extracción de resina como factor explicativo del almacenamiento de carbono

La resina es un producto altamente valorado desde siglos en estos montes (referencia). Por esta razón, la cantidad de resina ha sido cuidadosamente monitorizada desde el comienzo del proyecto de ordenación como parte de los planes económicos asociados al mismo. Más aún, la explotación de la resina ha sido convenientemente planificada en concordancia con la propia explotación de la madera en un proceso sostenible en el tiempo. No obstante, la explotación de la resina conlleva efectos negativos a nivel del crecimiento de los árboles, tanto por el efecto directo que implica el secuestro de carbono en forma de compuestos como los terpenos y los ácidos resínicos, como por los daños que provoca su extracción en el árbol. Este impacto debe ser incluido en los modelos como una variable que puede influir notablemente en el secuestro y almacenamiento de carbono y cuyo papel puede enmascarar e incluso alterar el papel de otros factores como el clima o la [CO_2] atmosférico.

Modelos estadísticos a nivel de árbol y de masa forestal

Tanto a nivel de árbol como de masa forestal se aplicaron modelos mixtos generalizados para analizar las respuestas de crecimiento a factores como el clima, la estructura forestal, la edad de los árboles y el aumento del CO_2 atmosférico. Estos modelos se caracterizan por incluir un término aleatorio que incluye las estructuras de dependencia en los datos, que en este caso particular son las unidades de manejo (cuarteles) y las décadas de muestreo. La selección de variables en los modelos se llevó a cabo utilizando el criterio de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (Akaike Information Criterion corrected; AICc). Se aplicó un proceso de selección paso a paso hacia atrás partiendo de modelos sobre-saturados que incluyen todas las variables y las correspondientes interacciones por pares. La estimación de parámetros se hizo utilizando la aproximación de Laplace y máxima verosimilitud.

Para una descripción más detallada de modelos y resultados consultar Madrigal-González & Zavala (2014) y Madrigal-González et al. (2015).

Referencias bibliográficas

Calonge G. (1987) *El complejo ecológico y la organización de la explotación forestal en la Tierra de Pinares segoviana*. Diputación Provincial Segovia

Carrer M, Urbinati C (2004) Age-dependent tree-ring growth responses to climate in Larix decidua and Pinus cembra. *Ecology* 85:730-740

Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne JL, Fichefet T, Friedlingstein P, Gao X, Gutowski WJ, Johns T, Krinner G, Shongwe M, Tebaldi C, Weaver AJ, Wehner M (2013) Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Donohue R J, Roderick M L, McVicar T R, Farquhar G D (2013) Impact of CO_2 fertilization on maximum foliage cover across the globe's warm, arid environments. *Geophysical Research Letters* 40:3031-3035

Fensholt R, Langanke T, Rasmussen K, Reenberg A, Prince S, Tucker C, Scholes R, Le Q, Bondeau A, Eastman R, Epstein H, Gaughan A, Hellden U, Mbow C, Olsson L, Paruelo J, Schweitzer C, Seaquist J, Wessels K (2012) Greenness in semi-arid areas across the globe 1981-2007 - An Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment* 121:144-158

Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruíz-Benito P, Zavala M.A (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. *Global Change Biology* 17: 2400-2414

Gómez-Sanz, V. and J.I. García-Viñas. 2011. Soil moisture spatio-temporal behavior of *Pinus pinaster* stands on sandy flatlands of central Spain. *Forest Systems* 20:293-302

Jentsch A, Beierkuhnlein, C (2008) Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. *C.R. Geoscience* 340:621-628

Koutavas A (2013) CO2 fertilization and enhanced drought resistance in Greek firs from Cephalonia Island, Greece. Global change biology 19:529-539

Krinner G, Viovy N, de Noblet-Ducoudré N, Ogée J, Polcher J, Friedlingstein P, Prentice I C (2005) A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19:GB1015

Leip A, Britz W, Weiss F, de Vries W (2011) Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution* 159:3243-3253

Linares JC, Camarero JJ (2012) From pattern to process: linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. *Global Change Biology* 18:1000-1015

Lloret, F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90

Long SP, Ainsworth EA, Rogers A, Ort DR (2004) Rising atmospheric carbon dioxide: plants FACE the future. *Annual Review of Plant Biology* 55:591-628

Madrigal-González J, Hantson S, Yue C, Zavala MA (2015) Long-term carbon storage dynamics in water limited forests: reconciling competition, historical management and carbon fertilization effects on forest growth Ecosystems: 9882 DOI: 10.1007/s10021-015-9882-9

Madrigal-González J, Zavala MA (2014) Competition and tree age modulated last century pine growth responses to high frequency of dry years in a water-limited forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 192-193:18-26

Martínez-Vilalta J, López BC, Loepfe L, Lloret F (2012) Stand-and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia* 168:877-888

Norby RJ, DeLucia EH, Gielen B, Calfapietra C, Giardina CP, King JS, Ledford J, McCarthy HR, Moore DJP, Ceulemans R, De Angelis P, Finzi AC, Karnosky DF, Kubiske ME, Lukac M, Pregitzer KS, Scarascia-Mugnozza GE, Schlesinger WH, Oren R (2005) Forest response to elevated CO_2 is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102:18052-18056

Norby RJ, Warren JM, Iversen CM, Medlyn BE, McMurtrie RE (2010) CO_2 enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 107:19368-73

Oechel WC, Vourlitis G, Hastings SJ (1997) Cold season CO2 emission from arctic soils. *Global Biogeochemical Cycles* 11:163-172

Peñuelas J, Canadell J G, R Ogaya (2011) Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 20:597-608

Sánchez-Salguero R, Navarro RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2010) Drought-induced growth decline of Aleppo and maritime pine forests in south-eastern Spain. *Forest Systems* 19:458-470

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA (2012) Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest ecology and management* 271:158-169

Temiño J, García-Hidalgo JF, Segura M (1997) Caracterización y evolución geológica del sistema dunas-humedales de Cantalejo (Segovia). *Estudios Geológicos* 53:135-143.

Vicente-Serrano SM, Beguería S, López-Moreno JI (2010) A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23:1696-1718

Vieira J, Campelo F, Nabais C (2009) Age-dependent responses of tree-ring growth and intra-annual density fluctuations of Pinus pinaster to Mediterranean climate. *Trees* 23:257-265

S. Sabaté[1,2*], D. Nadal-Sala[1], C. Gracia[1,2]

[1] *Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universitat de Barcelona, 08028 Barcelona, España*
[2] *CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), 08193 Cerdanyola del Vallès, España*
[*] *Correo electrónico: santi.sabate@ub.edu*

27 Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto del cambio climático

Resultados clave

- Durante la primera mitad de siglo, se proyecta un incremento de la producción forestal. El efecto fertilizante del aumento de CO_2 atmosférico compensaría los efectos negativos de la reducción de precipitación y del aumento de temperatura.
- Bajo los escenarios climáticos más adversos se proyecta una disminución de la producción forestal durante la segunda mitad de siglo. El aumento de aridez en este periodo, no podría compensarse por el aumento de CO_2.
- El actual cambio climático incrementará la evapotranspiración de las masas forestales españolas al mismo tiempo que reducirá su disponibilidad hídrica.
- Una gestión forestal adaptativa puede ayudar a mitigar los efectos negativos del cambio climático sobre las masas forestales mediterráneas.

Contexto

Las proyecciones climáticas para la Península Ibérica para este siglo muestran tanto una reducción moderada de la precipitación como un incremento de la temperatura (IPCC 2007, Martín-Vide et al. 2010, IPCC 2013). Este hecho supondrá un cambio en las condiciones de crecimiento de los bosques mediterráneos que puede alterar su composición y distribución (Peñuelas & Boada 2003, Palahí et al. 2008, Keenan et al. 2011). Los ecosistemas no siempre reaccionan de forma lineal a las presiones ambientales (Carpenter & Brock 2011), y por lo tanto, cambios drásticos en las condiciones climáticas como las actuales pueden dar lugar a saltos abruptos en la conformación de los ecosistemas (Catalán et al. 2013). De hecho, se han documentado impactos negativos del incremento de temperatura y aridez en distintos ecosistemas forestales, ya sea en forma de mortalidad arbórea (Bigler et al. 2006, Allen et al. 2010) como en forma de defoliaciones masivas (Carnicer et al. 2011).

Un rasgo característico de los ecosistemas forestales mediterráneos es la presencia de un período con un mayor o menor grado de estrés hídrico (Vicente-Serrano 2006, Sabaté & Gracia 2010, García-Ruíz et al. 2011) durante el verano. Es decir, en la disyuntiva existente entre una transpiración limitada por el agua disponible o limitada por la demanda evaporativa (Piñol et al. 1999, Sabaté & Gracia 2010), la mayor parte de los bosques mediterráneos tienden a sufrir una limitación en su transpiración por déficit hídrico (Piñol et al. 1999). Existen, no obstante, algunas excepciones a esta afirmación: bosques de planifolios de origen boreal o bosques de ribera de aguas permanentes, cuya transpiración está fundamentalmente limitada por la energía disponible (Nadal-Sala et al. 2013a). Se espera un incremento de los impactos negativos del estrés hídrico estival sobre los bosques mediterráneos durante este siglo, sobre todo en su segunda mitad (Schröter et al. 2005). En este contexto los bienes y servicios ofrecidos por los bosques mediterráneos (Palahí et al. 2008) se verán comprometidos (Schröter et al. 2005, Allen et al. 2010, Otero et al. 2011). El incremento de la evapotranspiración por parte del estrato arbóreo (Gracia et al. 2010) supondrá una disminución del agua drenada y de escorrentía (Bosch & Hewlett 1982). Esta disminución del agua de escorrentía pude llegar incluso a provocar que cursos fluviales actualmente de aguas permanentes puedan secarse durante los períodos particularmente secos que se proyectan (Farley et al. 2005). Este hecho impondría severas constricciones a los ecosistemas fluviales y ribereños (Otero et al. 2011).

El conjunto de los bosques del mundo son capaces de fijar el 30% de las emisiones de CO_2 de origen antropogénico (Pan et al. 2011). Por lo tanto, su papel como regulador del ciclo biogeoquímico del carbono a corto-medio plazo resulta fundamental. Vayreda et al. (2012) calcularon que la fijación de carbono por parte de los bosques españoles fue de 1.40 $MgC \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$ durante el período 1996-2006. Existe una estrecha relación entre la fijación de carbono y la evapotranspiración de la masa forestal (Gracia et al. 2010), es decir, para fijar carbono es necesario disponer de agua y energía: cerca del 40% de los bosques del mundo tienen una producción limitada por la disponibilidad hídrica (Nemani et al. 2003). Explicado de forma breve, el CO_2 atmosférico difunde al interior de la hoja a través de unas estructuras celulares con forma de poro llamadas estomas. A la capacidad de difusión del CO_2 desde la atmósfera hasta el interior de la hoja es a lo que llamamos conductancia estomática. Esta conductancia estomática varía en función del grado de apertura de los estomas. El árbol abre o cierra estomas dependiendo del potencial hídrico de la hoja y la demanda evaporativa de la atmosfera. Es decir, la permeabilidad al CO_2 de la hoja depende tanto del grado de hidratación de la misma como de la energía disponible en la atmosfera. Por lo tanto, se deduce que disponer de CO_2 para realizar la fotosíntesis significa perder agua por transpiración.

Para las plantas C3 se puede considerar que la pérdida de vapor de agua en la fijación de carbono es aproximadamente una relación de 1000:1. Un árbol promedio precisa transpirar 1000 g de agua para fijar 1 g de carbono (Sabaté & Gracia 2010). El coste en agua de fijación de carbono es, por lo tanto, tres órdenes de magnitud superior al carbono fijado por fotosíntesis. El balance entre agua perdida por transpiración y el carbono fijado se define como la eficiencia en el uso del agua. Un incremento en la concentración del CO_2 atmosférico permitiría, teóricamente, un aumento de la eficiencia en el uso del agua (Sabaté et al. 2002, Keenan et al. 2011). Sin embargo, existen múltiples interacciones fisiológicas no lineales entre la eficiencia de la fotosíntesis y la concentración de carbono ambiental (Caemmerer & Farquhar 1981, Evans 1989). En este sentido una mayor aridez podría repercutir en reducciones tanto de la conductancia estomática (Cramer et al. 2001) como de la conductancia del mesófilo – capacidad de difusión del CO_2 desde la cámara estomática hacia el interior del cloroplasto, dependiente de la temperatura y del grado de hidratación de la hoja - (Keenan et al. 2010a, Keenan et al. 2010b). Otros factores que podrían limitar el efecto fertilizante del CO_2 son la saturación del aparato fotosintético (Stitt 1986) o la limitación por parte del N disponible (Norby et al. 2010).

En esta contribución tratamos de explicar los efectos de distintos escenarios de cambio climático para este siglo sobre los balances de agua y carbono de los bosques españoles. Asimismo, damos a conocer los distintos trabajos de modelización realizados con el modelo mecanicista de simulación forestal GOTILWA+ (Growth Of Trees Is Limited by WAter, http://www.creaf.uab.cat/gotilwa+/. Morales et al. 2005, Keenan et al. 2008, Nadal-Sala et al. 2013b). También se muestran nuestros trabajos respecto a la evaluación de distintas propuestas de gestión forestal enfocadas a la mitigación del impacto del cambio climático sobre la población forestal.

Resultados y discusión

Efectos del cambio climático en la fijación de carbono de los bosques españoles

Aunque hay un amplio consenso en la comunidad científica de que el cambio climático tendrá grandes repercusiones en los ecosistemas forestales, las opiniones respecto a su dirección y escala temporal son dispares. Si bien hay evidencias de que un incremento de CO_2 atmosférico provocará una mayor producción de los bosques a escala global debido a un fenómeno de fertilización durante la primera mitad de este siglo, (Figura 1, Cramer et al. 2001, Sabaté et al. 2002, Keenan et al. 2011), los patrones para la segunda mitad de siglo no están tan claros, ya que parte de los efectos fertilizantes del incremento de la concentración de CO_2

Figura 1

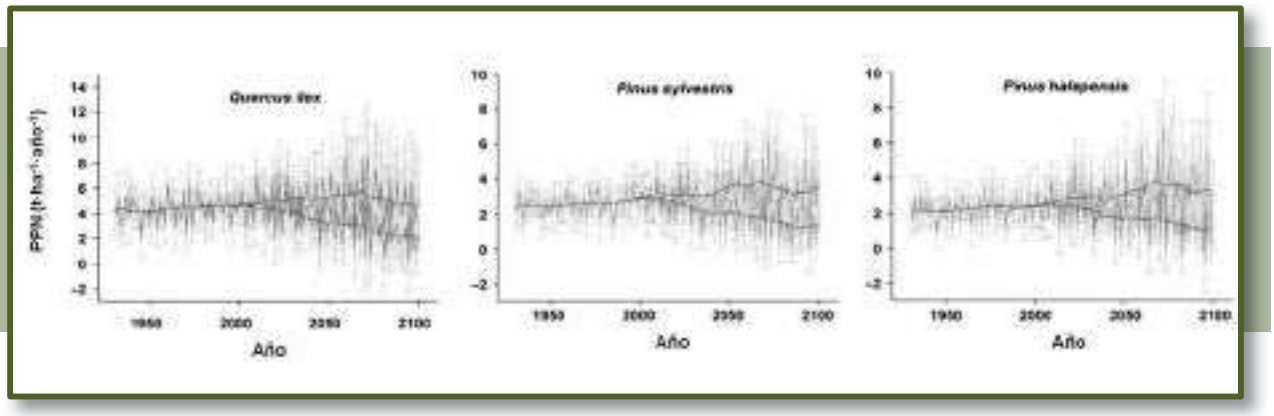


Figura 1. Proyección de la evolución de la producción primaria neta para los bosques españoles de encina (*Quercus ilex*), de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino carrasco (*Pinus halepensis*) para el período 1930-2100. Se han simulado dos escenarios climáticos a partir de las proyecciones de cambio climático para la península Ibérica del modelo general de circulación HadCM3. En uno de ellos (la línea inferior) se asume una concentración constante del CO_2 durante todo el período considerado, mientras que en el otro (la línea superior) se asume un escenario socioeconómico A1 (IPCC 2007), con una concentración de 810 ppm para el año 2080. En los gráficos se muestra el promedio anual de la producción primaria neta (NPP, en $Mg \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$) (línea gris claro), la desviación estándar anual (cajetilla gris claro) y la media móvil de los últimos 15 años (gris oscuro) para tres especies distintas: la encina (*Q. ilex*), el pino silvestre (*P. sylvestris*) y el pino carrasco (*P. halepensis*).

Fuente: Modificado a partir de Keenan et al. (2011).

pueden verse contrarrestados por el incremento de la aridez, sobre todo en las zonas que actualmente ya se encuentran sujetas a un estrés hídrico elevado (Figura 2a, Cramer et al. 2001, Keenan et al. 2010a, Nadal-Sala et al. 2013b). Distintos escenarios climáticos proyectan diferentes evoluciones para los balances de carbono de los bosques españoles, desde un ligero efecto fertilizador (Keenan et al. 2011) hasta una significativa limitación de la producción primaria neta (Nadal-Sala et al. 2013b). Paralelamente, el cambio climático y el incremento de la concentración de carbono atmosférico afectarán de forma distinta a las distintas especies arbóreas (Figura 1, Sabaté et al. 2002, Keenan et al. 2011), debido a que la fisiología resulta determinante en cuanto a la respuesta de cada especie frente al estrés hídrico (Brendel & Cochard 2010). Nuestros resultados indican que a corto – medio plazo se puede apreciar un incremento de la producción por parte de los bosques españoles (Figuras 1 y 2a). No obstante, a partir de mediados de siglo, las proyecciones indican que aquellos bosques ubicados en las latitudes más cálidas pueden volverse emisores netos de carbono (Figura 2 b). Esto se debe principalmente a un incremento de los episodios de mortalidad y decaimiento arbóreos asociados a un aumento de la aridez (Allen et al., 2010, Carnicer et al. 2011), además de un incremento de la respiración de mantenimiento por parte de los tejidos vivos del árbol –fundamentalmente hojas y raíces finas- debido al aumento de la temperatura.

Está ampliamente aceptada y modelizada la disminución observada de la conductancia estomática frente a períodos de estrés hídrico (Chaves 1991, Wilson

Figura 2A

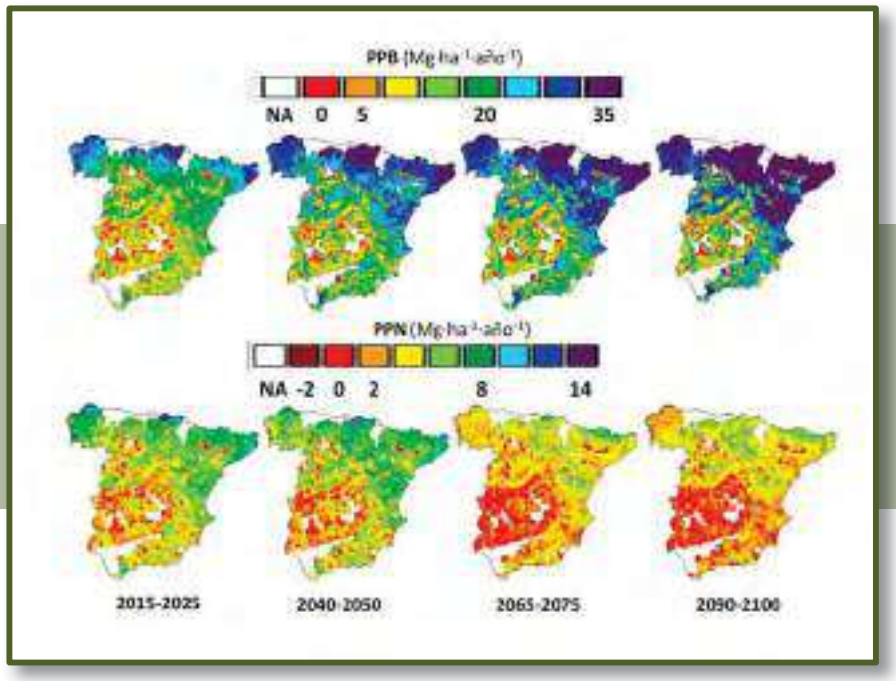


Figura 2B

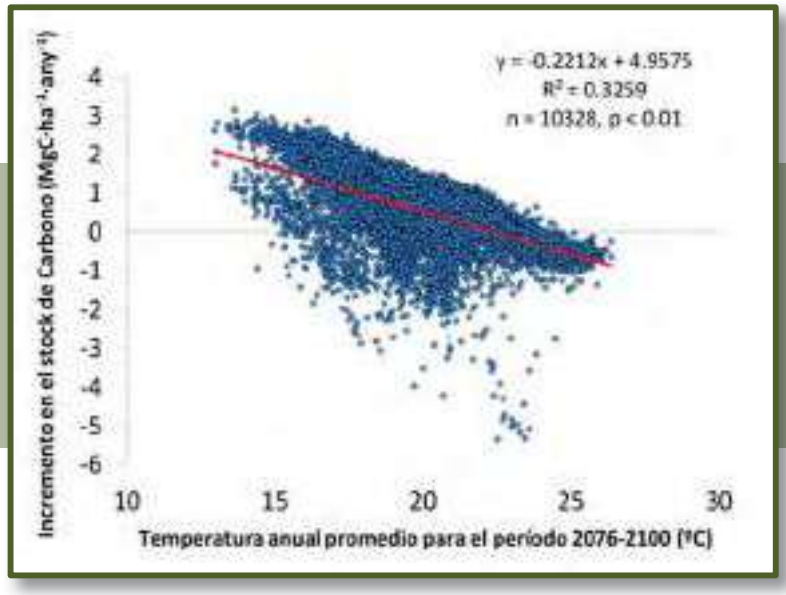


Figura 2. Resultados de producción de los bosques monoespecíficos españoles para un escenario socio-económico A2, un GCM ECHAM4, y una profundidad del suelo fija a 0.5 m. La figura a) muestra la producción primaria bruta (PPB) y la producción primaria neta (PPN) para el mismo escenario y para cuatro períodos distintos del siglo XXI. Los espacios donde no hay datos disponibles (NA) se han dejado en blanco. En la figura b) se ilustra la variación del C acumulado durante el período 2076-2100, en relación a la temperatura anual promedio para este mismo período.

Fuente: Modificado de Nadal-Sala et al. (2013b).

et al. 2000). No obstante, ha sido imposible modelizar con éxito la respuesta de la conductancia del mesófilo a las condiciones ambientales. En este sentido profundizan los experimentos de Keenan et al. (2010 a, 2010 b), en los que se demuestra que el estrés hídrico también afecta a la conductancia del mesófilo; es decir, una reducción de la disponibilidad hídrica puede implicar una reducción de la capacidad de difusión del CO_2 no únicamente desde la atmosfera hacia el interior del estoma, sino también de la cámara estomática hacia el interior del cloroplasto. Esta limitación de difusión intra-tisular, que se ha interpretado como una pérdida de turgencia (Cornic et al. 1989) y/o una disminución de la actividad de las acuaporinas (Terashima & Ono 2002), debe añadirse a la limitación por cierre estomático y a la limitación por saturación del aparato fotosintético. La conductancia del mesófilo se ha observado más limitante que la conductancia estomática en condiciones de severo déficit hídrico (Figura 3, Keenan et al. 2010b). Esta restricción de la capacidad de difusión del CO_2 a través del mesófilo se debe de tener en cuenta a la hora de modelizar las posibles respuestas de los ecosistemas forestales al cambio climático, ya que puede suavizar en gran medida el efecto fertilizante debido a una mayor concentración de CO2 atmosférico.

Proyecciones de los impactos sobre los flujos hídricos de los bosques españoles

De la misma forma que los bosques fijan CO_2 atmosférico en forma de compuestos de carbono resistentes a la degradación (p. ej.: lignina, celulosa, etc…), se ha mencionado anteriormente que dicha fijación requiere de una cantidad de agua evapotranspirada tres órdenes de magnitud superior al peso seco de carbono fijado. Es decir, para los bosques, la fijación de carbono resulta muy costosa en términos de balance hídrico. De hecho, la disponibilidad hídrica es la mayor constricción en el crecimiento arbóreo (Boyer 1982). Esta limitación se acentúa en ambientes áridos o semiáridos como los mediterráneos (Gracia et al. 2010), en los que la producción forestal se puede ver muy afectada por la sequía estival. Además, esta evapotranspiración elevada provoca una competencia directa por los recursos hídricos entre el bosque y la sociedad (Andréassian 2004, Falkenmark & Rockström 2005, Gracia et al. 2010) ya que gran parte del agua precipitada vuelve a la atmosfera en forma de agua evapotranspirada por los árboles. En la zona mediterránea, dónde el agua es un recurso limitante y la evapotranspiración potencial es muy superior a la precipitación – la proporción P/ETP es muy inferior a 1– encontramos, por ejemplo, que cerca del 84% del agua precipitada en un encinar ubicado en Prades (NE península ibérica) sale del bosque en forma de evapotranspiración (Gracia et al. 1999). En el actual contexto de cambio climático, las proyecciones indican que la fracción de agua evapotranspirada por los bosques españoles se verá incrementada (Figura 4). Esto se deberá tanto a una reducción de la precipitación como a un incremento de la evapotranspiración potencial (o demanda evaporativa de la atmósfera) debido a un aumento de la temperatura. Consecuentemente, el agua de escorrentía y de drenaje, que sale de las zonas forestales, se verá reducida. Esta reducción del agua azul de salida de la parcela forestal puede traducirse en impactos severos sobre los ecosistemas acuáticos (Farley et al. 2005, Otero et al. 2010). Como podemos observar en la figura 5, la tendencia se mantiene para las cinco especies estudiadas. Resulta interesante constatar que, si bien existe una reducción de la precipitación en todos los casos, la evapotranspiración por parte del bosque no disminuye. Al contrario: al incrementar la temperatura la demanda evaporativa atmosférica aumenta, suponiendo

Figura 3

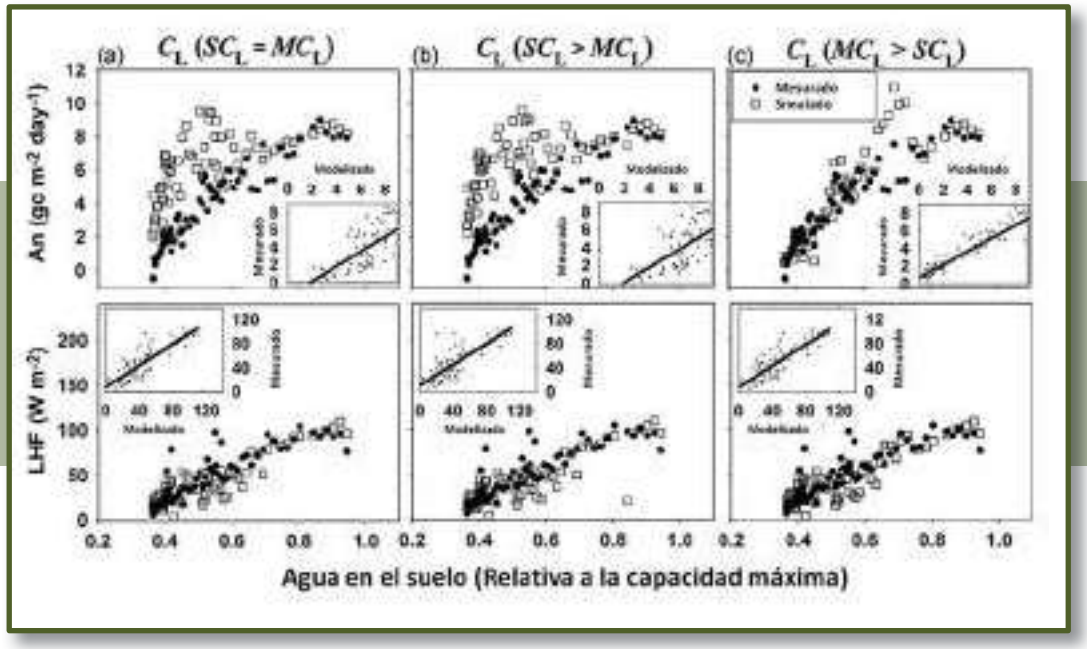


Figura 3. Comparación entre la asimilación neta de carbono (An, en $gC \cdot m^{-2} \cdot día^{-1}$) y el flujo de calor de la hoja (LHF, $W \cdot m^{-2}$) en relación a la fracción de agua extraíble del suelo (RSW) para tres hipótesis distintas sobre la limitación en la conductancia (C_L): a) C_L ($SC_L = MC_L$) significa que la conductancia estomática (SC_L) y la conductancia del mesófilo (MC_L) tienen la misma afectación durante el estrés hídrico; b) C_L ($SC_L > MC_L$), que la conductancia estomática tiene más importancia que la conductancia del mesófilo y c) C_L ($SC_L < MC_L$), que la conductancia del mesófilo tiene más importante que la conductancia estomática en condiciones de sequía. Los círculos rellenos representan los puntos observados y los cuadrados vacíos representan los valores simulados. En el gráfico interno de cada figura se muestra la relación lineal entre los valores observados y los esperados: (a) An $r^2 = 0.47$, LHF $r^2 = 0.73$; (b) An $r^2 = 0.43$, LHF $r^2 = 0.65$; (c) An $r^2 = 0.81$, LHF $r^2 = 0.73$ (n = 77).

Fuente: Modificado a partir de Keenan et al. (2010 b).

una mayor pérdida de agua por transpiración al captar carbono. Reconocer esta tendencia – en un medio limitado por el agua y saturado de energía los árboles transpiran una enorme proporción del agua disponible - implica reconocer que, con una disminución de la disponibilidad hídrica y un incremento de la demanda evaporativa, los impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos serán de una disminución del agua disponible tanto para los ecosistemas como para la sociedad.

Una gestión adecuada de los bosques puede mitigar los impactos negativos del cambio climático

Los bosques mediterráneos presentan una elevada resiliencia a las perturbaciones derivadas de la aridez, como son los incendios forestales y el antes mencionado estrés hídrico estival (Malansen & Trabaud 1987). Sin embargo, un incremento en la frecuencia e intensidad de estas perturbaciones puede amenazar la persistencia de los ecosistemas mediterráneos actuales (Díaz-Delgado et al. 2002). Una forma de afrontar las perturbaciones y las limitaciones ambientales de los bosques es mediante la gestión forestal. La gestión forestal consiste en provocar cambios en la estructura del bosque – generalmente mediante de talas de aclareo - de forma previamente planificada, orientados a reducir o limitar la competencia por los nutrientes, la luz o el agua; así como el impacto de las distintas perturbaciones que pueden afectar al bosque (incendios, plagas, etc…) A partir de distintos itinerarios de gestión forestal se pueden abordar distintos objetivos, p. ej. maximizar la producción de madera, minimizar el riesgo de incendios, optimizar el diámetro de la madera extraída, etc. Como puede ocurrir que distintos objetivos entren en conflicto, se requiere un esfuerzo importante de priorización, optimización y adaptación de los regímenes de gestión.

En el caso del uso del agua por los bosques, una gestión dirigida a reducir la evapotranspiración puede incrementar entre un 11 y un 29 % el ahorro de agua usada por el bosque, comparada con la que usaría un bosque no gestionado, en un rodal de pino carrasco (Figura 5). Además, una gestión adaptada a dichos objetivos permite casi doblar la disponibilidad hídrica por individuo, al suprimir parte de la competencia tanto por el agua como por la energía. De este modo, un árbol puede llegar a tener una mayor capacidad de evapotranspiración en un rodal si la gestión es la adecuada. A pesar de que el dato de reducción de la transpiración no es extrapolable a otras especies, Gracia et al. (1998) no encontraron diferencias en la evapotranspiración total de un rodal de encinar gestionado, comparado con el no gestionado. Sin embargo, sí que encontraron un incremento del agua disponible por unidad de superficie de hoja y por pie en el bosque gestionado. Esta situación, al reducir la competencia entre ellos por el agua, debería permitir disminuir la vulnerabilidad de los individuos frente a los períodos de sequía. Por otro lado, una gestión demasiado intensa puede reducir inicialmente la disponibilidad de carbohidratos de reserva ya que los árboles destinan su producción fundamentalmente al crecimiento al verse libres de competidores, y este hecho limita la capacidad del bosque para responder a nuevas perturbaciones (López et al. 2009). Encontrar la gestión óptima del rodal para enfrentarse a los distintos impactos negativos del cambio climático resultará fundamental para maximizar la eficiencia de la gestión de nuestros bosques en las próximas décadas.

Figura 4

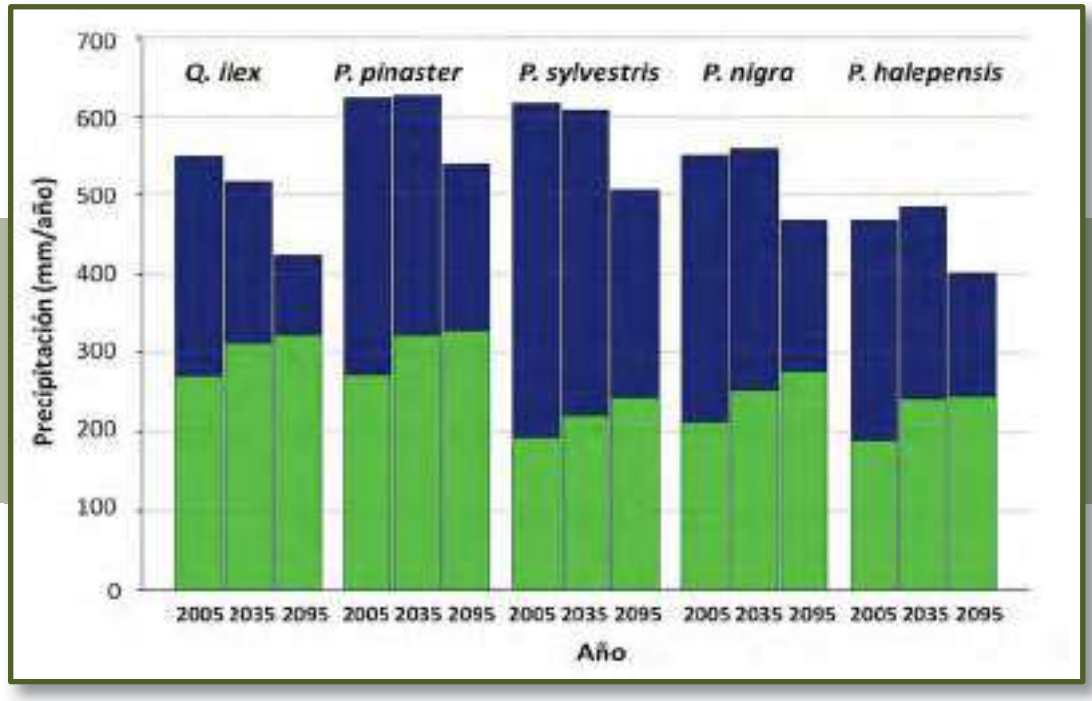


Figura 4. En esta figura se muestra el balance hídrico simulado para un conjunto de 500 parcelas escogidas aleatoriamente por todo el territorio español peninsular. Se presentan los valores promedios de evapotranspiración (verde y abajo) y flujo de agua de drenaje + escorrentía (azul y arriba) en relación a la precipitación para las cinco especies consideradas. Se presentan valores simulados para el 2005, y la proyección de esta relación para el 2035 y el 2095 en un escenario de cambio climático A2 y un GCM ECHAM4-A2.

Fuente: Modificado de Nadal-Sala et al. (2013b).

Figura 5

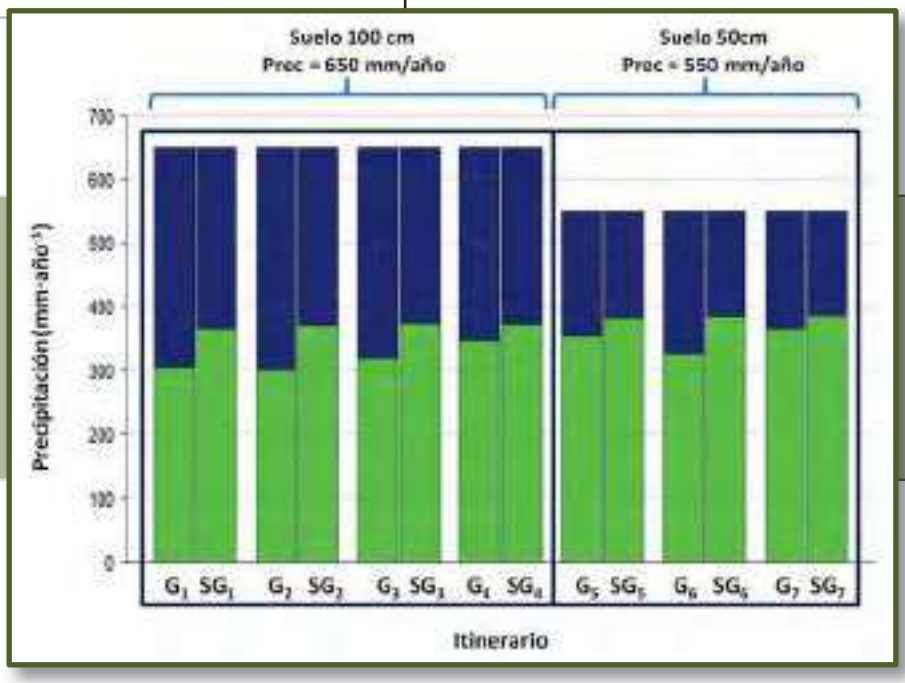


Figura 5. Simulación en GOTILWA+ de distintos itinerarios de gestión forestal para *P. halepensis*. Cantidad de agua evapotranspirada (verde y abajo) y agua que sale del sistema en forma de escorrentía y drenaje (azul y arriba) en relación a la precipitación (prec) para cada uno de los itinerarios explorados, todos en mm·año^{-1}. A modo de ejemplo se comparan los valores obtenidos por siete itinerarios distintos de gestión (G_1, G_2, …, G_7) respecto a un bosque no gestionado (SG_1, SG_2, … SG_7) durante el mismo período.

Fuente: Modificado a partir de Nadal-Sala et al. (2013b).

Conclusiones

El aumento de concentración de CO_2 atmosférico puede propiciar un incremento de la producción forestal debido a su efecto fertilizante. De acuerdo con las proyecciones simuladas, esta situación puede darse durante la primera mitad de este siglo. A partir de su segunda mitad, el incremento de aridez proyectado (disminución de pluviometría y aumento de temperatura), puede ser más importante que el efecto de fertilización mencionado. Consecuentemente la producción forestal puede verse disminuida.

Los bosques mediterráneos se encuentran actualmente limitados por el agua disponible. El cambio climático está provocando que la fracción de agua evapotranspirada por los bosques aumente, ya sea por la disminución del agua disponible y/o por el incremento de la evapotranspiración realizada. Por lo tanto, la limitación por déficit hídrico se está viendo acentuada. Una adecuada gestión forestal puede disminuir la competencia por el agua entre los árboles del bosque, aumentando así su resiliencia al cambio climático.

Recomendaciones para la adaptación

- El agua es un recurso limitante para la mayor parte de los bosques españoles. El cambio climático acentuará y extenderá esta limitación.
- Se recomienda integrar en la gestión de nuestros sistemas forestales la evaluación de sus efectos sobre los balances hídricos, además de los de carbono.
- Las actuaciones de aforestación o reforestación en territorios áridos o semiáridos deberán considerar el consumo hídrico que representan los cambios de cubierta vegetal en general y de especies forestales en particular.
- Herramientas como GOTILWA+ permiten facilitar el trabajo de modelización y simulación a largo plazo en cuanto a la exploración de futuras gestiones adaptativas al cambio climático, y su desarrollo y aplicación deben ser prioritarios.

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Andréassian V (2004) Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291:1-27

Bigler C, Bräker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling A (2006) Drought as an Inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9:330-343

Brendel O, Cochard H (2010) Cómo combaten el estrés hídrico las plantas. En: Birot Y, Gracia C, Palahí M, editores. *Agua para los bosques y la sociedad en el mediterráneo*. European Forest Institute. 79-84 pp.

Bosch JM, Hewlett JD (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55:3-23

Boyer JS (1982) Plant productivity and environment. *Science* 218:443-448.

von Caemmerer S, Farquhar GD (1981) Some relationships between the biochemistry of photosynthesis and the gas exchange of leaves. *Planta* 153:376-387

Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:1474-1478

Carpenter SR, Brock WA (2011) Early warnings of unknown nonlinear shifts: a nonparametric approach. *Ecology* 92:2196-2201

Catalán J, Pla-Rabés S, Wolfe AP, Smol JP, Ruhland KM, Anderson NJ, Kopacek J, Stuchlik E, Schmidt R, Koinig K, Camarero L, Flower R, Heiri O, Kamenik C, Korhola A, Leavitt P, Psenner R, Renberg I (2013) Global change revealed by palaeolimnological records from remote lakes: a review. *Journal of Paleolimnology* 1:23

Chaves MM (1991) Effects of water deficits on carbon assimilation. *Journal of Experimental Botany* 42:1-16

Cornic G, Le Gouallec JL, Briantais JM, Hodges M (1989) Effects of dehydration and high light on photosynthesis of two C3 plants. *Phaseolus vulgaris* L. and *Elastostema repens* (hour.) *Hall f. Planta* 177:84-90

Cramer W, Bondeau A, Woodward F, Prentice IC, Betts RA, Brovkin V, Cox PM, Fisher V, Foley JA, Friend AD, Kucharik C, Lomas MR, Ramankutty N, Sitch S, Smith B, White A, Young-Mollin C (2001) Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO2 and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology* 7:357-373

Díaz-Delgado R, Lloret F, Pons X, Terradas J (2002) Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83:2293-2303

Evans JR (1989) Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3 plants. *Oecologia* 78:9-19

Falkenmark M, Rockstrom J (2004). Balancing water for humans and nature: the new approach in ecohydrology. Earthscan, Londres

Farley K, Jobbágy E, Jackson RB (2005) Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576

García-Ruiz J, López-Moreno, JI, Vicente-Serrano S, Lasanta-Martínez T, Beguería S (2011) Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105:121-139

Gasith A, Resh V (1999) Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of ecology and systematics* 30:51-81

Gracia C, Sabaté S, Tello E (1997) Modelling the responses to Climate Change of a Mediterranean Forest Managed a different thinning intensities. Effects on growth and water fluxes. En: Mohren GMJ, Kramer K, Sabaté S, editores. *Impacts of Global Change on tree Physiology and Forest Ecosystem*s. Kluwer Academic Publishers, Springer-Verlag

Gracia C, Sabate S, Martinez JM, Albeza E (1999) Functional responses to thinning. En: Roda F, Retana J, Gracia C, Bellot J, editores. *Ecology of the Mediterranean Evergreen Oak Forests. Ecological Studies, vol. 137*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp. 329–337

Gracia C, Vanclay J, Daly H, Sabaté S, Gyengé J (2010) Garantizar el agua para los árboles y para las personas: posibles escenarios. En: Birot Y, Gracia C, Palahí M, editores. *Agua para los bosques y la sociedad en el mediterráneo.* European Forest Institute. pp. 87-96

IPCC (2007) *Climate Change 2007. The Physical Science Basis: Working Group I. Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC.* Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge

Keenan T, Sabate S, Gracia C (2008) Forest eco-physiological models and carbon sequestration. En: *Managing Forest Ecosystems: The challange of Climate Change*. Springer Science. pp. 83-102

Keenan T, Sabaté S, Gracia C (2010a) Soil water stress and coupled photosynthesis-conductance models: Bridging the gap between conflicting reports on the relative roles of stomatal, mesophyll conductance and biochemical limitations to photosynthesis. *Agricultural and Forest Meteorology* 150:443-453

Keenan T, Sabaté S, Gracia C (2010b) The importance of mesophyll conductance in regulating forest ecosystem productivity during drought periods. *Global Change Biology* 16:1019-1034

Keenan T, Serra JM, Lloret F, Ninyerola M, Sabaté S (2011) Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche and process models: CO_2 matters! *Global Change Biology* 17:565:579

López B, Gracia C, Sabaté S, Keenan T (2009) Assessing the resilience of Mediterranean holm oaks to disturbances using selective thinning. *Acta Oecologica* 35:849-854

Malansen GP, Trabaud L (1987) Ordination analysis of the components of resilience of *Quercus coccifera* garrigue. *Ecology* 68:463-472

Martín-Vide J, Gallart F, López-Bustins JA (2010) Implicaciones del cambio climático sobre los bosques y la hidrología: una visión general. En: Birot Y, Gracia C, Palahí M, editores. *Agua para los bosques y la sociedad en el mediterráneo*. European Forest Institute. pp.137-142

Morales P, Sykes MT, Prentice IC, Smith P, Smith B, Bugmann H, Zierl B, Friedlingstein P, Viovy N, Sabate S, Sanchez A, Pla E, Gracia CA, Sitch S, Arneth A, Ogee J (2005) Comparing and evaluating process-based ecosystem model predictions of carbon and water fluxes in major European forest biomes. *Global Change Biology* 11:1-23

Nadal-Sala D, Sabaté S, Sánchez-Costa E, Boumghar A, Gracia C (2013a) Different responses to water availability and evaporative demand of four co-occurring riparian tree species in NE Iberian Peninsula: temporal and spatial sap flow patterns. *Acta Horticulturae* 991:215-222

Nadal-Sala D, Sabaté S, Gracia C (2013b) GOTILWA+: un modelo de procesos que evalúa efectos del cambio climático en los bosques y explora alternativas de gestión para su mitigación. *Ecosistemas* 22:29-36

Nemani RR, Keeling C, Hashimoto H, Jolly W, et al. (2003) Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primari Production from 1982 to 1999. *Science* 300:1560-1563

Norby R, Warren J, Iversen C, et al. (2010) CO2 enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:19368-19373

Otero I, Boada M, Badia A, et al. (2011) Loss of water availability and stream diodiversity under land abandonament and climate change in a Mediterranean catchment (Olzinelles, NE Spain). *Land Use Policy* 28:207-218

Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, McGuire AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D (2011) A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 33:988-993

Palahí M, Mavsar R, Gracia C, Birot Y (2008) Mediterranean forests under focus. *International Forestry Review* 10:676-688

Peñuelas J, Boada M (2003) A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140

Piñol J, Avila A, Escarré A (1999) Water balance in catchments. En: Rodà F., Retana J., Gracia C, Bellot J, editors. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Springer, Berlin. pp. 273-282

Rodà F, Retana, J, Gracia C, Bellot J (1999) *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Ecological Studies, 137*. Springer Verlag, Heidelberg

Sabaté S, Gracia C, Sánchez A (2002) Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex, Pinus halepensis, Pinus pinaster, Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 5906:1-15

Sabaté S, Gracia C (2010) Los procesos del agua en los árboles: transpiración y fotosíntesis. En: Birot Y, Gracia C, Palahí M, editores. *Agua para los bosques y la sociedad en el mediterráneo*. European Forest Institute. 74-77 pp.

Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araujo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter Tr, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhad M, Ewert F, Glendining M, House JÁ, Kankaanpaa S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabate S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B (2005) Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 5752:1333-1337

Stitt M (1986) Limitation of photosynthesis by carbon metabolism. *Plant Physiology* 81:1115-1122

Terashima I, Ono K (2002) Effects of HgCl2 on CO_2 dependence of leaf photosynthesis: evidence indicating involvement of aquaporins in CO_2 diffusion across the plasma membrane. *Plant and Cell Physiology* 43:70-78

Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia N, Retana J (2012) Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18:1028-1041

Vicente-Serrano S (2006) Differences in spatial patterns of drought on different time scales: an analysis of the Iberian Peninsula. *Hydrological Sciences Journal* 51:83-97

Warren C, Adams M (2004) Evergreen trees do not maximize instantaneous photosynthesis. *TRENDS in Plant Science* 9:270-274

Wilson KB, Baldocchi DD, Hanson PJ (2000) Spatial and seasonal variability of photosynthetic parameters and their relationship to leaf nitrogen in a deciduous forest. *Tree Physiology* 20:565-578

F. Gallart

Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC. Jordi Girona 18. 08034, Barcelona
Correo electrónico: francesc.gallart@idaea.csic.es

28 Vulnerabilidades de los recursos hídricos en relación al cambio climático y a sus interacciones con los ecosistemas terrestres.

Resultados clave

- En diversas cuencas hidrográficas de España se han observado en los últimos 50-60 años reducciones de los caudales anuales atribuidas al incremento de la cubierta forestal, tanto o más importantes que los cambios atribuidos a las variaciones de precipitación y temperatura.

- Las predicciones de los modelos climáticos coinciden en aumentos de temperatura y descensos de precipitación más marcados en verano que en invierno, causando un aumento del estrés hídrico de la vegetación y una reducción de los caudales de estiaje.

- El diseño de una gestión forestal adaptativa a los aspectos hidrológicos del cambio climático requerirá un gran esfuerzo científico y técnico, ya que un buen número de las prácticas y especies forestales tradicionales no serán adecuadas.

- Será necesario establecer estrategias de gestión forestal para conservar los recursos hídricos ante escenarios de cambio climático, como contener la reforestación de los pastos de montaña y de las áreas de recarga de grandes acuíferos.

Evolución reciente de los recursos hídricos en cuencas de España

Durante la última década se han publicado diversos trabajos que muestran claros descensos de los aportes hídricos en las cabeceras de varias cuencas hidrográficas durante los últimos 50 años, como el Ebro (Gallart & Llorens 2003, 2004, Beguería et al. 2003, López-Moreno et al. 2011), la vertiente Norte del Duero (Morán-Tejeda et al. 2012), el Llobregat y el Ter (Gallart et al. 2012). En todos estos estudios se evidencia que el descenso de los aportes no se justifica por razones climáticas, sino que debe atribuirse total o parcialmente al aumento de la evapotranspiración causada por la extensión de la cubierta forestal en esas cabeceras, ya que no han experimentado ningún aumento relevante de los consumos de agua para el regadío (García-Ruiz et al. 2011). López-Moreno et al. (2010) muestran además que durante este período se observa una disminución de la frecuencia y tamaño de las crecidas en las cabeceras pirenaicas que no se justifica por cambios en la precipitación sino que debe atribuirse al aumento de la cubierta forestal. También encuentran un aumento de los caudales bajos, sobre todo en invierno y primavera; este aumento debería atribuirse principalmente a una fusión prematura de la nieve por aumento de la temperatura (0.3º C por década según López-Moreno et al. 2011).

Es relevante destacar que tanto en las cabeceras del Ebro (Gallart & Llorens 2004) como del Llobregat y Ter (Gallart et al. 2011), la relación encontrada entre el aumento de la cubierta forestal y el descenso de los aportes es muy próxima a la que se puede predecir como resultado del aumento de la cubierta forestal según los resultados obtenidos en cuencas experimentales en todo el Mundo, sintetizados en la ecuación de Zhang et al (2001). En la Tabla 1 se resumen los cambios observados en estas cuencas. La variación bruta de los aportes hídricos se refiere a la variación observada en los aforos y la variación neta se refiere a la variación residual de los aportes una vez se ha tenido en cuenta el efecto de la variabilidad climática, así como el aumento de los usos consuntivos (riego) en el caso de la cuenca del Ebro.

Estos resultados ponen de manifiesto que las previsiones sobre la disponibilidad de recursos hídricos para el futuro no pueden estimarse solamente a partir de

Tabla 1. Cambios en los aportes hídricos y la cubierta forestal en algunas cuencas hidrográficas. Los períodos de estudio son diversos. Basado en Gallart & Llorens (2003) y Gallart et al. (2011).

Cuenca	Aportes hídricos			Cubierta forestal
	Medios anuales hm^3	variación bruta anual (%)	Variación neta anual (%)	variación anual (% de la cuenca)
Ebro	12900	-0,63	-0,20	0,22
Cardener	99	-0,82	-0,50	0,61
alto Llobregat	210	-1,10	-0,66	0,39
alto Ter	493	-0,25	-0,26	0,36

los resultados de los modelos climáticos, sino que también hay que tener en cuenta las modificaciones sufridas por la cubierta vegetal, que, a su vez, dependen de la evolución del clima, de los ciclos vegetativos y de la gestión del territorio. A título de comparación, las reducciones estimadas durante un periodo de 50 años por causa del aumento de la cubierta forestal respecto a los caudales medios anuales son del 10 al 17% para el Ebro (Gallart & Llorens 2003), del 25% para el Cardener (afluente del Llobregat) y del 12% para el alto Ter (Gallart et al. 2011). En la actualidad se dispone de modelos adecuados para la previsión de los aportes de agua a la escala de cuenca operacional (de gestión de recursos) ante cambios de cubierta y clima (Delgado et al. 2010, Zhang et al. 2001).

Otros resultados experimentales sobre los efectos hidrológicos de los cambios en la cubierta vegetal

Además de las observaciones mencionadas en cuencas operacionales, los resultados experimentales obtenidos en diversos ambientes muestran que los suelos suelen estar más húmedos en los claros de hierba que bajo cubierta arbórea (Gallart et al. 1997, Gray et al. 2002, Cubera & Moreno 2007, García-Estríngana et al. 2013), lo que implica tasas de recarga de los acuíferos más elevadas en ausencia de cubierta forestal (Joffre & Rambal 1993, Ladekarl et al. 2005, Green et al. 2006). En algunos casos particulares, como en la recarga localizada de sistemas cársticos en ambientes semiáridos, la cubierta forestal puede tener poca importancia (Bazan et al. 2013).

Los resultados de estos trabajos a escala de parcela son congruentes con los estudios a largo plazo realizados en extensas zonas semiáridas de diversas partes del Globo, que coinciden en mostrar ascensos retardados de la capa freática como respuesta a la corta de matorrales o bosques naturales para dar lugar a pastos o cultivos de secano (Clarke et al. 2002, Scanlon et al. 2005, Leblanc et al. 2008). En la actualidad se dispone de modelos adecuados para la previsión de la recarga de acuíferos ante cambios de cubierta y clima (Bellot et al. 2001, 2013).

Numerosos estudios realizados en cuencas experimentales muestran que los caudales bajos o de estiaje aumentan en igual o mayor porcentaje que los de crecida al eliminar la cubierta forestal, llevando en algunos casos a un cambio en el régimen hídrico, que pasa de estacional a permanente, o viceversa en el caso de forestación (Hornbeck et al. 1993, Scott et al. 2000, Sikka et al. 2003, Silberstein et al. 2003, Brown et al. 2005). En algunas cuencas experimentales o de mayor tamaño los efectos de los cambios de cubierta sobre los caudales bajos son inapreciables, lo que se ha atribuido a un efecto más importante de las características geológicas que de la cubierta sobre los caudales de estiaje: si los acuíferos son de pequeño volumen pueden ser rellenados completamente durante la estación húmeda sea cual sea la cubierta, de modo que los caudales de estiaje no son afectados por sus cambios (Robinson et al. 2003, Calder 2005).

Previsiones de cambios en los sistemas hidrológicos durante las próximas décadas

Las predicciones de cambio climático tienen un elevado grado de incertidumbre, debida a los diversos escenarios de emisiones y a las características de los distintos modelos. Además, la precipitación, que es la entrada principal de los sistemas hidrológicos, no es simulada de un modo fiable por los modelos climáticos actuales. A pesar de estas incertidumbres, hay un amplio consenso entre los diversos modelos en que el aumento de la temperatura y, en segundo lugar, la disminución de la precipitación van a causar una reducción sensible, entre el 10 y el 30% de los recursos hídricos en la Península Ibérica para mediados del presente siglo respecto al periodo de finales del siglo XX (Arnell et al. 2003, Milly et al. 2005).

Desde el punto de vista estacional, las predicciones muestran un notable acuerdo en que los aumentos de temperatura y descensos de precipitación serán mucho más acusados en verano que en invierno a finales del presente siglo (Christensen et al. 2007). Para simplificar el problema podemos considerar los dos principales factores limitantes de la evapotranspiración: la energía (donde no falta agua) y el agua (donde no falta energía). En ambientes donde la evapotranspiración está limitada por la energía, como la alta montaña, un aumento de la temperatura en verano puede representar un incremento directo de la evapotranspiración y un descenso de los aportes hídricos, pero en los ambientes donde la evapotranspiración está limitada por la disponibilidad del agua, un aumento de la temperatura en verano puede no tener efecto apreciable sobre la evapotranspiración real

y los caudales. Cabe esperar por lo tanto que el aumento de la aridez tenga mayores efectos sobre el estrés hídrico de las comunidades vegetales terrestres que sobre la generación de los recursos hídricos.

Sin embargo, cabe prever que, tanto el incremento de la severidad de la sequía estival como la fusión prematura del manto nival en alta montaña debida al aumento de las temperaturas, originen un descenso de los caudales de estiaje (García-Ruiz et al. 2011). Paralelamente, es previsible que se produzca un notable aumento de la frecuencia y magnitud de las sequías extremas, de modo que las sequías que tenían un período de recurrencia de 100 años a finales del siglo XX pueden tener períodos de recurrencia entre 70 y menos de 10 años a mediados del presente siglo (Lehner et al. 2005). Las modificaciones de las crecidas son menos claras en las predicciones para la zona Mediterránea; aunque se considera en general que los eventos extremos tendrán un papel creciente como resultado de una circulación atmosférica intensificada, no se ha observado un aumento de las crecidas relacionado con el calentamiento climático (Kundzewicz et al. 2007).

Por otro lado, los cambios en el forzamiento climático no se producirán sobre una cubierta vegetal estacionaria, sino que ésta sufrirá modificaciones que afectarán a las consecuencias hidrológicas de los cambios de precipitación y temperatura. Algunas de las causas de estas modificaciones de la cubierta vegetal son la expansión y crecimiento de masas forestales sobre áreas de cultivos o pastos abandonados (Poyatos et al. 2003), la forestación de áreas de alta montaña cercanas al límite altitudinal del bosque favorecida por el calentamiento climático (Peñuelas et al. 2007, véase también sección 3.2 3), la decadencia de especies inadaptadas a las condiciones climáticas cambiantes por causas directas (Keenan et al. 2011) o por proliferación de plagas (Rouault et al. 2006), y las actuaciones de gestión forestal que se lleven a cabo.

Recursos hídricos y gestión forestal adaptativa ante el contexto actual

Hasta finales del siglo XX la gestión forestal realizada en numerosos países, entre ellos España, partía de la hipótesis de que el aumento de la masa y cubierta forestal en una cuenca hidrográfica era la mejor opción para proteger los suelos frente la erosión y regular la respuesta hidrológica. Es decir, disminuir las crecidas y mejorar la regularidad de los recursos, al favorecer la recarga de los acuíferos y aumentar los caudales de estiaje (MAGRAMA 2002). En la actualidad se dispone de evidencias suficientes para afirmar que la cubierta forestal puede aportar una buena protección contra la erosión y las crecidas pequeñas y moderadas, pero a expensas de una mayor evapotranspiración, lo que suele conllevar disminuciones apreciables de los aportes hídricos totales, la recarga de los acuíferos y los caudales de estiaje. Solamente los bosques que capturan volúmenes importantes de neblina o los bosques primigenios (más de 100 años) parecen apartarse de esta regla general (véase el siguiente apartado). Este cambio de paradigma ya ha sido recogido recientemente en documentos del ámbito de la gestión forestal, como la FAO (2006) y el European Forest Institute (2011).

A causa de las condiciones climáticas cambiantes y del cambio de paradigma, el diseño de las actuaciones de restauración hidrológico-forestal de las cuencas hidrográficas y la propia definición de los servicios ecosistémicos hidrológicos del bosque están en estos momentos en una encrucijada y plantean serios retos científicos y técnicos. La protección contra la erosión de los suelos y la protección de los recursos hídricos mediante la forestación ya no son equivalentes, sino que en la mayor de los casos son antagónicas. En unas determinadas áreas la protección de los suelos será el criterio preferente de las actuaciones, mientras que en otras lo será la generación de escorrentía o la recarga de los acuíferos. La selección de especies con diversas necesidades hídricas, el diseño de actuaciones como ciclos de corta, aclareos o control del sotobosque, así como las previsiones sobre la progresión, el crecimiento y la viabilidad de las masas forestales en distintas localizaciones de las cuencas bajo condiciones climáticas cambiantes son algunos de estos retos.

La gestión forestal de cada perímetro dependerá de los servicios ecosistémicos prioritarios, pudiendo ser la generación de recursos hídricos en alguno de ellos. A título de ejemplo, debería evitarse la instalación de cubiertas forestales densas en áreas donde se generan los principales recursos hídricos en las cuencas. Las cabeceras en áreas de montaña alta y media húmeda han sido tradicionalmente utilizadas como pastos para el ganado, pero en la actualidad suelen experimentar la expansión del bosque por efecto del abandono de las actividades pecuarias y por el calentamiento global, lo que está produciendo una disminución de la generación de los recursos hídricos. Las áreas de recarga de los grandes acuíferos son también zonas que deberían mantenerse libres de una cubierta forestal densa, siempre que ello sea compatible con otros servicios ecosistémicos prioritarios. Por último, tal como suele hacerse en diversas áreas semiáridas, debería evitarse la excesiva propagación de rodales de freatofitas para conservar los recursos subterráneos y los caudales de estiaje (Doody et al. 2011).

Material suplementario

En el texto anterior se ha intentado mostrar una visión sintética del tema planteado sin entrar en aspectos más técnicos que podrían dificultar su lectura. Como complemento, se adjuntan algunos aspectos adicionales que amplían o justifican el contenido anterior

Papel de los cambios de cubierta vegetal en los balances de agua

Si solamente consideramos los factores limitantes a la evapotranspiración, se pueden simplificar las diferencias entre las cubiertas de árboles y de vegetación corta (Calder 1998b). Cuando el factor limitante es la energía, una cubierta de árboles suele tener un albedo más bajo (capta más energía radiativa) y tiene una rugosidad aerodinámica mucho más elevada (intercambia energía y materia con una capa atmosférica mucho más gruesa) que una cubierta herbácea. Durante los eventos lluviosos, los árboles tienen una biomasa aérea más importante, por lo que pueden interceptar un mayor volumen de agua y, por las razones anteriores, tienen una mayor capacidad de evaporar el agua interceptada. Cuando el factor limitante es el agua, los árboles suelen tener un sistema de raíces notablemente más profundo

que las herbáceas, de modo que tienen acceso a un mayor volumen de agua. Como resultado, los árboles tienen una mayor capacidad de evapotranspirar agua que las cubiertas herbáceas en una amplia gama de condiciones, lo que explica la coincidencia de los resultados obtenidos en diversas partes del mundo (véase por ejemplo, Brown et al. 2005, Zhang et al. 2011).

Si una cubierta forestal implica una mayor evapotranspiración real que una cubierta herbácea, originará una mayor humedad atmosférica y por lo tanto un mayor retorno de esta humedad en forma de precipitación (véase una explicación de los mecanismos en Millán et al. 2005). Lo que suele ocurrir en la realidad es que esta mayor precipitación se hace efectiva fuera del ámbito de la misma cuenca, a escala de cuenca muy grande o continental. Hay varios ejemplos observados y simulados de variación de la precipitación a escala continental como resultado de cambios de la cubierta vegetal (Calder 1998a, 2005). El estudio de Millán et al. (2005) ha mostrado una disminución de las precipitaciones convectivas estivales en la región valenciana durante el período 1959-1999, que ha sido atribuida, como hipótesis de trabajo y entre otras causas, a una menor evapotranspiración por deforestación de las montañas litorales y prelitorales. Sin embargo, esta hipótesis es incompatible con el notable aumento de la cubierta forestal observada en estas zonas durante las últimas décadas como consecuencia del abandono rural (Segura-Beltrán & Sanchis-Ibor 2013).

Hay pocas excepciones a la pauta general de que la cubierta de bosque origina una disminución de los aportes de la cuenca en comparación una cubierta herbácea. En algunas zonas con neblinas recurrentes, los árboles pueden captar parte de esta neblina y convertirla en 'precipitación oculta' que puede representar una entrada de agua importante en zonas con poca pluviosidad convencional (Bruijnzeel et al. 2005). También se ha observado que cuando se talan o queman bosques primigenios la escorrentía muestra un aumento inicial, pero desciende fuertemente respecto al valor originario al desarrollarse un bosque joven. Se ha sugerido por lo tanto que el consumo de agua de algunos bosques desciende paulatinamente con su edad, hasta llegar a tasas estables no mucho más elevadas que los de una cubierta herbácea, cuando alcanzan una edad de 100 - 150 años (Kuczera 1987, Vertessy et al. 2001).

Perspectivas actuales de la gestión de los recursos de agua en las cuencas hidrográficas

La gestión tradicional de los recursos de agua en una cuenca se basa en estimar los aportes de agua disponibles en ríos y acuíferos, utilizando los datos de aforos o las simulaciones realizadas con un modelo hidrológico, y realizar unas asignaciones de caudales a los diversos usos previstos (MARM 2008). El gran problema de este enfoque desde en punto de vista de la sostenibilidad, sobre todo en un contexto de cambio global, es que asume que el ciclo hidrológico empieza en (y solamente se puede gestionar a partir de) el río o el embalse. La evidencia de que los usos y cubiertas vegetales de las cabeceras de las cuencas tienen un papel relevante en los aportes de agua de los ríos ha mostrado la necesidad de realizar una gestión integral del balance de agua de las cuencas, teniendo en cuenta todos los consumos (naturales y artificiales) en particular cuando los recursos de agua en la cuenca son limitados. La República de Sudáfrica ha tenido un papel pionero en el desarrollo de esta aproximación integral cuando se hizo evidente que el establecimiento de explotaciones forestales comerciales en las cabeceras de las cuencas disminuía los aportes de agua necesarios para los cultivos de subsistencia en las partes bajas. Esto llevó a la promulgación de la 'National Water Act' (Republic of South Africa 1998), en la cual las explotaciones forestales comerciales se consideran 'actividades de reducción de los caudales fluviales' (*Stream Flow Reduction Activities*) y están obligadas a compensar económicamente a la autoridad de la cuenca por la detracción de caudales que ocasionan. En palabras de Calder (2005), esta ley representó salir de las reglas coloniales y las regulaciones de los países Europeos húmedos, que favorecían los intereses de un grupo dominante con acceso privilegiado a la tierra y el agua.

Figura 1

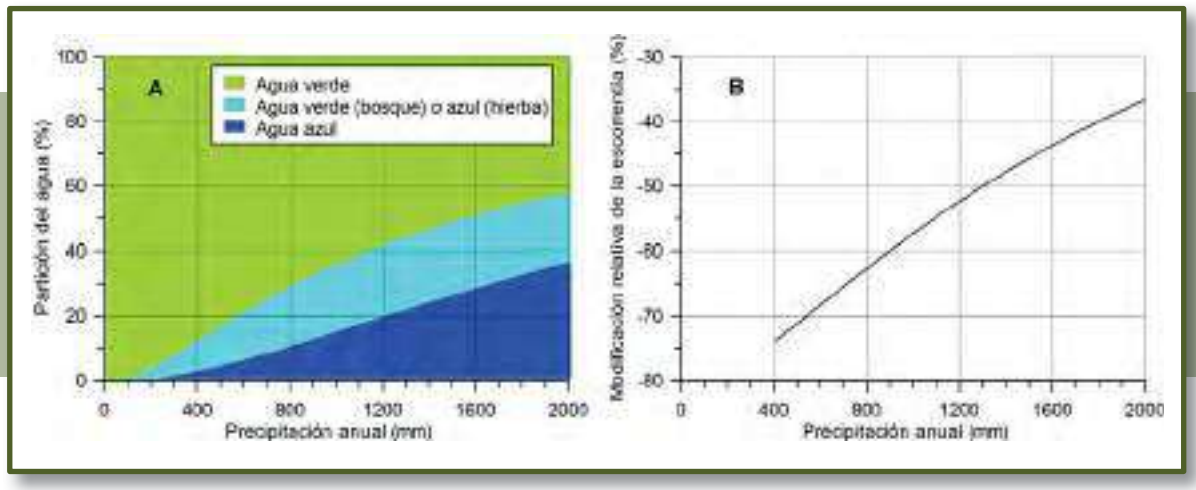


Figura 1. SA: Diagrama de la partición del agua de lluvia en un rango de precipitación entre: i) agua verde, ii) agua verde si la cubierta vegetal es forestal o agua azul si es herbácea e iii) agua azul en cualquier caso. B: Simulación de la modificación relativa de la escorrentía en caso de forestación total de una cuenca de cubierta herbácea. Se ha utilizado la ecuación original de Zhang et al (2001) que asume un clima subtropical con elevada demanda evapotranspirativa (1100 mm anuales).

Fuente: Elaboración propia.

Para facilitar la gestión integral del territorio y el agua, en 1993 se introdujo en un seminario de la FAO (1995) el concepto de 'agua verde' para expresar y cuantificar el agua consumida por los ecosistemas terrestres, incluyendo los prados y cultivos de secano, reservando el término de 'agua azul' para el agua líquida de escorrentía o subterránea. Se estima que, a nivel mundial, dos tercios del agua de precipitación se emplean en la producción de la biomasa de los ecosistemas terrestres (agua verde) mientras que solamente un tercio es agua azul; el 60-70% de la producción de alimentos en el mundo se produce gracias al 'agua verde' que no se tiene en cuenta en los balances de agua tradicionales.

Este enfoque permite la asignación de recursos de agua a todos los usos de la cuenca, sean irrigados o no, haciendo posible la integración de la gestión del agua con la gestión del territorio (Calder 2005, Falkenmark & Rockstorm 2004). Los cambios de uso y cubierta vegetal, aunque no sean irrigados, pueden de este modo ser gestionados por la autoridad de cuenca. Esto facilita, por ejemplo, el establecimiento de compensaciones económicas por los servicios ecosistémicos relacionados con los cambios de uso o las actuaciones de gestión forestal, como talas o entresacas. La Figura 1A muestra un diagrama de la partición de la lluvia entre agua verde y agua azul para un rango de precipitación; la Figura 1B muestra que en los climas secos y subhúmedos el cambio de cubierta vegetal representa un gran cambio relativo en la partición del agua.

Modelos hidrológicos

Las series de aportes observadas en las estaciones de aforos no son usualmente adecuadas para la planificación hidrológica. Esto se debe a dos causas: los caudales observados son afectados por la gestión de los recursos (embalses, tomas y retornos), y solamente están disponibles en los puntos de observación y no en los puntos de interés para la gestión. Por estas razones se utilizan modelos hidrológicos (o de lluvia-escorrentía) para generar series de caudales 'en régimen natural' a partir de los registros climáticos en los puntos de interés de la cuenca.

Los modelos utilizados para esta finalidad en España son normalmente el Sacramento (Burnash 1995), que se calibra utilizando las series de aforos de estaciones que se consideran poco influenciadas por los usos, y el SIMPA (Ruiz-García 1999) que se parametriza con mapas de características del terreno. En ambos casos, los modelos se utilizan para convertir las series de precipitación y evapotranspiración potencial en series de aportes, suponiendo que las características de las cuencas no varían en el tiempo. Por esta razón a los aportes simulados de este modo se les debería llamar propiamente caudales 'en régimen climático'.

La comparación de los aportes simulados en régimen climático con los aportes observados es uno de los métodos que permiten estudiar el papel hidrológico de los cambios sufridos en las cabeceras, una vez descontados los cambios de usos consuntivos de agua en el caso de que se hayan producido. La utilización de los registros y simulaciones realizadas por los organismos responsables de la gestión para estos estudios tiene la doble ventaja de ser más convincente ante estos organismos y de facilitar la aplicación de los resultados a la gestión.

Existen pocos modelos hidrológicos diseñados para estudiar el papel hidrológico de los cambios de cubierta vegetal. El modelo más sencillo es la ecuación de Zhang et al. (2001) que expresa el balance anual de agua en un área de cubierta vegetal uniforme usando un solo parámetro empírico (tipo de cubierta vegetal). Aunque para el desarrollo de esta ecuación se utilizaron solamente cuencas en climas subtropicales exentas de precipitación nival, ha dado resultados aceptables cuando se ha aplicado a cuencas con cabeceras pirenaicas con un papel poco importante de la nieve en la precipitación total (Delgado et al. 2010, Gallart et al. 2011). Esta ecuación se puede implementar fácilmente en un Sistema de Información Geográfica para estudiar la respuesta de cuencas medianas y grandes ante diversos escenarios (Bradford et al. 2001). El modelo a escala diaria más empleado en la práctica es SWAT (Arnold & Fohrer 2005) el cual, aunque tiene unas bases conceptuales notablemente débiles, se basa en una estructura en 'unidades de respuesta hidrológica' y tiene la gran ventaja de disponer de una extensa comunidad de usuarios que intercambian información y experiencias. El modelo HYLUC (Calder et al. 2003, Delgado et al. 2010) es un modelo agregado de subcuencas a escala diaria especialmente diseñado para este problema, que tiene sólidas bases conceptuales. Por último, existen también otros modelos, como el modelo mensual SIMPA, que aunque no han sido diseñados para esta finalidad, admiten la adaptación de sus parámetros a distintas cubiertas vegetales para simular los cambios (Ruiz-García 1999). Antes de utilizar este tipo de modelos para esta finalidad es aconsejable verificar que el cambio de parámetros de cubierta vegetal representa esencialmente una modificación de las tasas de evapotranspiración real, y que las demás alteraciones en los flujos y almacenes simulados son consecuentes con esta modificación.

Referencias bibliográficas

Arnell NW (2003) Effects of IPCC SRES emissions scenarios on river runoff: a global perspective. *Hydrology and Earth System Sciences* 7:619-641

Arnold JG, Fohrer N (2005) SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19:563-572

Bazan RA, Wilcox BP, Munster C, Gary M (2013) Removing woody vegetation has little effect on conduit flow recharge. *Ecohydrology* 6:435-443

Beguería S, López-Moreno JI, Lorente A, Seeger M, García-Ruiz JM (2003) Assessing the effects of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio* 32:283-286

Bellot J, Benet A, Sanchez JR, Chirino E (2001) Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape and Urban Planning* 55:41-53

Bellot J, Chirino E (2013) Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. *Ecological Modelling* 266: 30-41

Bradford A, Zhang L, Hairsine P (2001) *Implementation of a mean annual water balance model within a GIS framework and application to the Murray-Darling basin*. Cooperative Research Centre for catchment Hydrology. Technical Report 01/8. Bruce, Australia. Disponible en: http://www.nfp-facility.org/5865-06c5b4f34ca7eb9155af198cbfdf42498.pdf Último acceso 27 de Enero de 2014

Brown AE, Zhang L, McMahon TA, Western T, Vertessy RA (2005) A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310:28–61

Bruijnzeel LA, Eugster W, Burkard R (2005) Fog as a hydrologic input. En: Anderson M, McDonnell J, Anderson M, editores. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley and Sons, Chichester. pp. 559-582

Burnash RJC (1995) The NWS River Forecast System - Catchment Modeling. En: Singh VP, editor. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Littleton, Colo. pp: 311-366

Calder IR (1998a) *Water-resource and land-use issues. SWIM Paper 3*. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka. Disponible en: http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/SWIM_Papers/PDFs/SWIM03.PDF Último acceso 27 de Enero de 2014

Calder IR (1998b) Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631

Calder IR (2003) Assessing the water use of short vegetation and forests: development of the Hydrological Land Use Change (HYLUC) model. *Water Resources Research* 39:1318

Calder IR (2005) *Blue Revolution: Integrated Land and Water Resources Management*. Earthscan, London

Christensen JH, Hewitson B, Busuioc A, Chen A, Gao X, Held I, Jones R, Kolli RK, Kwon W-T, Laprise R, Magaña Rueda V, Mearns L, Menéndez CG, Räisänen J, Rinke A, Sarr A, Whetton P (2007) Regional Climate Projections. En: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HB, editores. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York

Clarke CJ, George RJ, Bell RW, Hatton TJ (2002) Dryland salinity in South-Western Australia: its origins, remedies and future research directions. *Australian Journal of Soil Research* 40:93-113

Cubera E, Moreno G (2007) Effect of land-use on soil water dynamic in dehesas of Central–Western Spain. *Catena* 71:298-308

Delgado J, Llorens P, Nord G, Calder IR, Gallart F (2010) Modelling the hydrological response of a Mediterranean medium-sized headwater basin subject to land cover change: The Cardener River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology* 383:125-134

Doody TM, Nagler PL, Glenn EP, Moore GW, Morino K, Hultine KR, Benyon RG (2011) Potential for water salvage by removal of non-native woody vegetation from dryland river systems. *Hydrological Processes* 25:4117-4131

European Forest Institute (2011) *Agua para los bosques y la Sociedad en el Mediterráneo. Un difícil equilibrio.* What Science can tell us, European Forest Institute. Disponible en: http://www.efi.int/files/attachments/publications/efi_what_science_can_tell_us_1_2011_sp.pdf Último acceso 27 de Enero de 2014

Falkenmark M, Rockstorm J (2004) *Balancing Water for Humans and Nature. The New Approach in Ecohydrology.* Earthscan, Sterling, VA. Disponible en: http://f3.tiera.ru/1/genesis/655-659/658000/a342d7a0a312513181fec0537faaadbe. Último acceso 27 de Enero de 2014

FAO (1995) *Land and water integration and river basin management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: http://www.fao.org/docrep/v5400e/v5400e00.HTM Último acceso 27 de Enero de 2014

FAO 2006. *The new generation of watershed management programmes and projects*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0644e/a0644e.pdf. Último acceso 27 de Enero de 2014

Gallart F, Llorens P (2003) Catchment management under environmental change: Impact of land cover change on water resources. *Water International* 28:334–340

Gallart F, Llorens P (2004) Observations on land cover changes and water resources in the headwaters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth* 29:769-773

Gallart F, Latron J, Llorens P, Rabadà D (1997) Hydrological functioning of Mediterranean mountain basins in Vallcebre, Catalonia: Some challenges for hydrological modelling. *Hydrological Processes* 11:1263-1272

Gallart F, Delgado J, Beatson SJV, Posner H, Llorens P, Marcé R (2011) Analysing the effect of global change on the historical trends of water resources in the headwaters of the Llobregat and Ter river basins (Catalonia, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* 16:655-661

Garcia-Estríngana P, Latron J, Llorens P, Gallart F (2013) Spatial and temporal dynamics of soil moisture in a Mediterranean mountain area (Vallcebre, NE Spain). *Ecohydrology* 6:741 - 753

García-Ruiz JM, López-Moreno JI, Vicente-Serrano SM, Lasanta-Martínez T, Beguería S (2011) Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sciences Reviews* 105: 121-139

Gray AN, Spies TA, Easter MJ (2002) Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 32:332-43

Green JC, Reid I, Calder IR, Nisbet TR (2006) Four-year comparison of water contents beneath a grass ley and a deciduous oak wood overlying Triassic sandstone in lowland England. *Journal of Hydrology* 329:16-25

Hornbeck JW, Adams MB, Corbett ES, Verry ES, Lynch JA (1993) Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology* 150: 323-344

Joffre R, Rambal S (1993) How Tree Cover Influences the Water Balance of Mediterranean Rangelands. *Ecology* 74:570-582

Keenan T, Serra JM, Lloret F, Ninyerola M, Sabate S (2011) Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche- and process-based models: CO2 matters! *Global Change Biology* 17:565-579

Kuczera G (1987) Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash mixed species eucalypt forest. *Journal of Hydrology* 94:215-236

Kundzewicz ZW, Mata LJ, Arnell NW, Döll P, Kabat P, Jiménez B, Miller KA, Oki T, Sen,Z, Shiklomanov IA (2007) Freshwater resources and their management. En: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE, editores. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Ladekarl UL, Rasmussen KR, Christensen S, Jensen KH, Hansen B (2005) Groundwater recharge and evapotranspiration for two natural ecosystems covered with oak and heather. *Journal of Hydrology* 300:76-99

Leblanc MJ, Favreau G, Massuel S, Tweed S, Loireau M, Cappelaere B (2008) Land clearance and hydrological change in the Sahel: SW Niger. *Global and Planetary Change* 61:135-150

Lehner, B, Döll P, Alcamo, J, Henrichs H, Kaspar F (2005) Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated assessment. *Climatic Change* 75:273-299

López-Moreno JI, Beguería S, García-Ruiz JM (2010) Trends in high flows in the central Spanish Pyrenees: response to climatic factors or to land-use change? *Hydrological Sciences Journal* 51:1039-1050

López-Moreno JI, Vicente-Serrano SM, Morán-Tejeda E, Zabalza J, Lorenzo-Lacruz J, García-Ruíz JM (2011) Impact of climate evolution and land-use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences* 15:311-322

McCulloch JSG, Robinson M (1993) History of forest hydrology. *Journal of Hydrology* 150:189-216

MAGRAMA (2002) Plan Forestal Español. MAGRAMA, Madrid. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/pfe_tcm7-30496.pdf. Último acceso 27 de Enero de 2014

MARM (2008) Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado 229:38472-38582

Milly PCD, Dunne KA, Vecchia AV (2005) Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* 438:347-350

Morán-Tejeda E, Ceballos-Barbancho A, Llorente-Pinto JM, López-Moreno JI (2012) Land-cover changes and recent hydrological evolution in the Duero Basin (Spain). *Regional Environmental Change* 12:17-33

Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829-837

Poyatos R, Latron J, Llorens P (2003) Land use and land cover change after agricultural abandonment. The case of a mediterranean mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development* 23:362-368

Republic of South Africa (1998) National Water Act. (Act No. 36 of 1998). Government Gazette 398 no. 19182

Robinson M, Cognard-Plancq AL, Cosandey C, David J, Durand P, Fuhrer HW, Hall R, Hendriques MO, Marc V, McCarthy R, McDonnell M, Martin C, Nisbet T, O'Dea P, Rodgers M, Zollner A (2003) Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. *Forest Ecology and Management* 186:85-97

Rouault G, Candau JN, Lieutier F, Nageleisen LM, Martin JC, Warzée N (2006) Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Sciences* 63:613-24

Ruiz García JM (1999) Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos. Monografías del CEDEX, 67. Ministerio de Fomento, Madrid

Scanlon BR, Reedy RC, Stonestrom DA, Prudic DE, Dennehy KF (2005) Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11:1577-1593

Scott DF, Prinsloo FW, Moses G, Mehlomakulu M, Simmers ADA (2000) A re-analysis of the South African afforestation experimental data, Water Research Commission, WRC Report No. 810/1/00, South Africa

Segura-Beltrán F, Sanchis-Ibor C (2013) Assessment of channel changes in a Mediterranean ephemeral stream since the early twentieth century. The Rambla de Cervera, eastern Spain. *Geomorphology* 201:199-214

Sikka AK, Samra JS, Sharda VN, Samraj P, Lakshmanan V (2003) Low flow and high flow responses to converting natural grassland into bluegum (*Eucalyptus globulus*) in Nilgiris watersheds of South India. *Journal of Hydrology* 270:12-26

Silberstein R, Adhitya A, Dabrowski C (2003) Changes in flood flows, saturated area and salinity associated with forest clearing for Agriculture. Technical Report 03/1. CRC Centre for Catchment Hydrology, Monash, Australia. Disponible en: http://www.catchment.crc.org.au/pdfs/technical200301.pdf. Último acceso 27 de Octubre de 2008

Vertessy RA, Watson RGR, O'Sullivan SK (2001) Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. *Forest Ecology and Management* 143:13–26

Zhang L, Dawes WR, Walker GR (2001) Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37:701-708

A. Gallardo[1*], M. Delgado-Baquerizo[2], F.T. Maestre[3]

[1] *Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide, Ctra. Utrera km. 1, 41002 Sevilla, España*
[2] *Hawkesbury Institute for the Environment, University of Western Sydney, Penrith, Australia*
[3] *Área de Biodiversidad y Conservación. Departamento de Biología y Geología. URJC, Móstoles, Madrid, E-28933*
[*] *Correo electrónico: agallardo@upo.es*

29 Vulnerabilidad de los ciclos de nutrientes y los procesos del suelo frente a los principales impactos del cambio climático

Resultados clave

- Los cambios en precipitación tienen más influencia sobre los ciclos de nutrientes y los procesos edáficos en zonas mediterráneas de montaña que en ambientes semiáridos.
- Los cambios en la cantidad y calidad de la materia orgánica que entra al suelo procedente de los organismos vivos producen alteraciones importantes en los ciclos de nutrientes.
- Los estadíos sucesionales tardíos en ecosistemas leñosos, y la presencia de costra biológica del suelo en ecosistemas semiáridos disminuyen el impacto del cambio climático en los ciclos de nutrientes y los procesos edáficos.
- El desequilibrio en el balance de nutrientes provocado por el cambio climático puede dar lugar a un trasvase de nutrientes entre ecosistemas.

Contexto

Prácticamente no habrá ningún proceso edáfico que no se vea afectado por los cambios en temperatura y precipitación que predicen la mayoría de los modelos climáticos para las próximas décadas (IPCC 2007, 2013). Por un lado, procesos estrictamente geoquímicos, como la meteorización de la roca madre, el primer paso en la formación de suelo, están mediados por factores climáticos como la temperatura y la abrasión por el agua y el viento, mientras que la mayoría de los procesos biológicos que ocurren en los suelos son termo-dependientes y se producen en medio acuoso.

De todos los ciclos de nutrientes que pueden ser afectados por el cambio climático, además del ciclo del carbono (C), son de vital importancia los ciclos del nitrógeno (N) y fósforo (P), los dos macronutrientes más importantes para las plantas. Sin embargo todos los ciclos están interconectados, y cambios en uno de los ciclos afectarán inevitablemente a los otros, aunque no necesariamente con la misma intensidad. Por ejemplo, Delgado-Baquerizo al. (2013a) utilizando una base de datos global de zonas áridas que incluye ecosistemas de la península ibérica, encontraron que el incremento de la aridez esperado con el cambio climático podría producir en estas regiones un desequilibrio entre la disponibilidad de N y P. Dicho desequilibrio se debería a preponderancia de fenómenos geofísicos y geoquímicos frente a fenómenos biológicos.

El efecto del cambio climático sobre los procesos edáficos puede tener un origen indirecto a través de una menor entrada de materia orgánica al suelo o de un cambio en la composición química de la materia orgánica que entra en él. En el primer caso, la consecuencia sería una menor disponibilidad de C y nutrientes para los microorganismos del suelo. Esto produciría la consecuente disminución de la cantidad de biomasa microbiana del suelo y de la cantidad total de nutrientes disponibles para las plantas, lo que a su vez afectaría negativamente a la producción primaria del ecosistema. El segundo caso, que podría ir ligado al primero, incluye el cambio en la composición química como consecuencia de ajustes fisiológicos derivados de una mayor disponibilidad de C en la atmósfera. En algunas localidades, este cambio podría ir ligado a un incremento en la disponibilidad de N procedente del aumento en la deposición atmosférica de N de origen antropogénico (Ochoa-Hueso et al. 2011). Sin embargo este incremento en la disponibilidad de N no estaría seguido por un incremento en otros nutrientes como el P, lo que produciría en general una hojarasca con una relación C:nutrientes más alta (Peñuelas et al. 2013). Estos cambios en la calidad de la materia orgánica provocarían una disminución de la tasa de descomposición,

una inmovilización de los nutrientes en la biomasa microbiana durante más tiempo, y un cambio en las propias comunidades microbianas. En estos cambios se incluiría el de la dominancia relativa de hongos, bacterias y arqueas y también cambios en la proporción entre heterótrofos y autótrofos, con su correspondiente efecto sobre el funcionamiento del ecosistema. Los cambios en la producción primaria y en la composición química de la hojarasca que llega al suelo podría además tener su origen en cambios en la composición de las comunidades vegetales asociados a pérdidas de biodiversidad, que está estrechamente ligada con el funcionamiento del ecosistema (Maestre et al. 2012). También en relación con cambios en la biodiversidad, la aparición de especies invasoras, en ocasiones ligadas al cambio climático, puede tener un importante efecto directo e indirecto sobre los ciclos de nutrientes (Vilà et al. 2011, Castro-Diez et al. 2014). Por último los ciclos de nutrientes pueden verse severamente afectados por un incremento en las tasas de erosión del suelo y por el incremento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales, lo que en ocasiones se produce conjuntamente (Shakesby 2011, Bangash et al. 2013). La erosión elimina los horizontes más fértiles de su perfil, dejando expuesto los horizontes más minerales. Los nutrientes más dependientes de la materia orgánica (como el N) se pueden ver más afectados que aquellos nutrientes asociados a los minerales del suelo. El porcentaje de suelos afectados por la erosión puede multiplicarse por cuatro en las próximas décadas en algunas áreas de la península ibérica (Riera et al. 2007). Los incendios forestales pueden aumentar su frecuencia con el cambio climático (Moriondo et al. 2006), y tener un importante efecto sobre el ciclo de nutrientes (Durán et al. 2008, 2009).

Además de este efecto indirecto de cambios en la vegetación sobre el suelo, el cambio climático puede tener efectos directos sobre este subsistema. Aquí incluiríamos a la costra biológica del suelo, una comunidad formada por líquenes, musgos, bacterias y hongos que son un componente clave en ecosistemas semiáridos (Belnap y Lange, 2003) y que ocupan una gran superficie en la península ibérica (Maestre et al. 2011). Este importante componente del suelo puede ser severamente afectado por el cambio climático (Maestre et al. 2013), con importantes consecuencias para los procesos edáficos que ocurren en los primeros centímetros del suelo, donde se acumulan los nutrientes y gran parte de las raíces funcionales. Cambios en la temperatura y precipitación afectan también tanto a la cantidad y composición de la biomasa microbiana como a su actividad y a todos los procesos dependientes de ella (p.ej. Curiel-Yuste et al. 2011). En ecosistemas mediterráneos, el incremento de temperatura puede acelerar los procesos biológicos, pero especialmente en los momentos sin déficit hídrico en el suelo (Sardáns y Peñuelas, 2013). Muchos trabajos describen el impacto del aumento del déficit hídrico, como consecuencia de la disminución de la precipitación, sobre los procesos edáficos, aunque algunos procesos parecen ser más sensibles a cambios en la temperatura que a cambios en la disponibilidad hídrica (Delgado-Baquerizo et al. 2013a). Además, los microorganismos del suelo presentes en ecosistemas mediterráneos parecen presentar una estabilidad funcional notoria (Curiel-Yuste et al. 2014).

A continuación se describen cambios de procesos edáficos como consecuencia del cambio climático en tres regiones de la península ibérica bien contrastadas: un bosque de montaña (1650 m de altitud) bajo clima mediterráneo en el sureste peninsular, un matorral mediterráneo en el centro-este de Cataluña, y dos espartales semiáridos del centro y sureste de la Península Ibérica.

Resultados y discusión

Cambio climático en áreas de montaña mediterránea

Matías et al. (2011) establecieron un experimento de simulación de cambio climático en tres estadíos sucesionales dentro de una formación boscosa en el Parque Nacional de Sierra Nevada que incluía zonas con herbáceas, zonas de matorral consideradas como un estadío sucesional intermedio, y zonas de bosque dominadas por *Pinus sylvestris, P. nigra y Quercus ilex*. El experimento estableció tres niveles diferentes de disponibilidad de agua durante el periodo de junio a septiembre: un verano seco, un verano húmedo (debido a tormentas estivales) y un control representando la precipitación real. El verano seco simulaba una disminución de la precipitación del 30 % respecto al control, y se obtuvo mediante la instalación de cubiertas transparentes reductoras de precipitación, mientras que el verano húmedo duplicaba la cantidad media de precipitación típica en la zona de estudio, y se consiguió mediante la instalación de aspersores en las esquinas de las parcelas.

Los autores examinaron variables relacionadas con los ciclos de C, N y P en hojarasca, suelo (fracciones orgánicas, minerales y presentes en la biomasa microbiana) y en plántulas de *Q. ilex.* No es sorprendente que no se encontrase ninguna diferencia entre tratamientos en la hojarasca, debido a la escala de tiempo a la que se realiza el experimento. Tampoco encontraron diferencias significativas en los nutrientes de las plántulas aunque sí una tendencia al aumento de nutrientes en el tratamiento más húmedo, lo que indica que a pesar de que estas plántulas estuviesen nutriéndose todavía de las reservas de las bellotas, empezaban a diferenciarse los tratamientos. Sí encontraron importantes diferencias en gran parte de las variables medidas en el suelo, y lo que es también muy interesante, con los diferentes escenarios aparecían diferencias entre hábitats que no se apreciaban fuera del periodo de verano. En general, los nutrientes que forman parte de la biomasa microbiana se incrementaban en primavera, mientras que los nutrientes del suelo lo hacían en verano. A su vez el N y P en la biomasa microbiana respondía significativamente al tratamiento de riego pero no al de sequía, mientras que otras variables, como por el ejemplo el nitrógeno orgánico disuelto (DON) aumentaron más con el tratamiento de sequía que con el de humedecido (Figura 1).

Los autores concluyeron que un escenario con mayor recurrencia de tormentas estivales iría seguido de un incremento de la actividad microbiana, de las tasas de mineralización y de la disponibilidad de nutrientes a medio plazo. Por el contrario, un clima más seco reduciría la toma de nutrientes por los microorganismos incrementando su disponibilidad en el suelo. Esta mayor disponibilidad, sin embargo, difícilmente podría ser utilizada por las plantas debido a la escasez hídrica. El efecto de los distintos tratamientos estaba modulado por los diferentes tipos de hábitats, siendo los hábitats forestales capaces de atemperar mejor los cambios climáticos que las áreas abiertas. Los autores concluyeron que las cantidades más altas de nutrientes en el suelo junto

Figura 1.

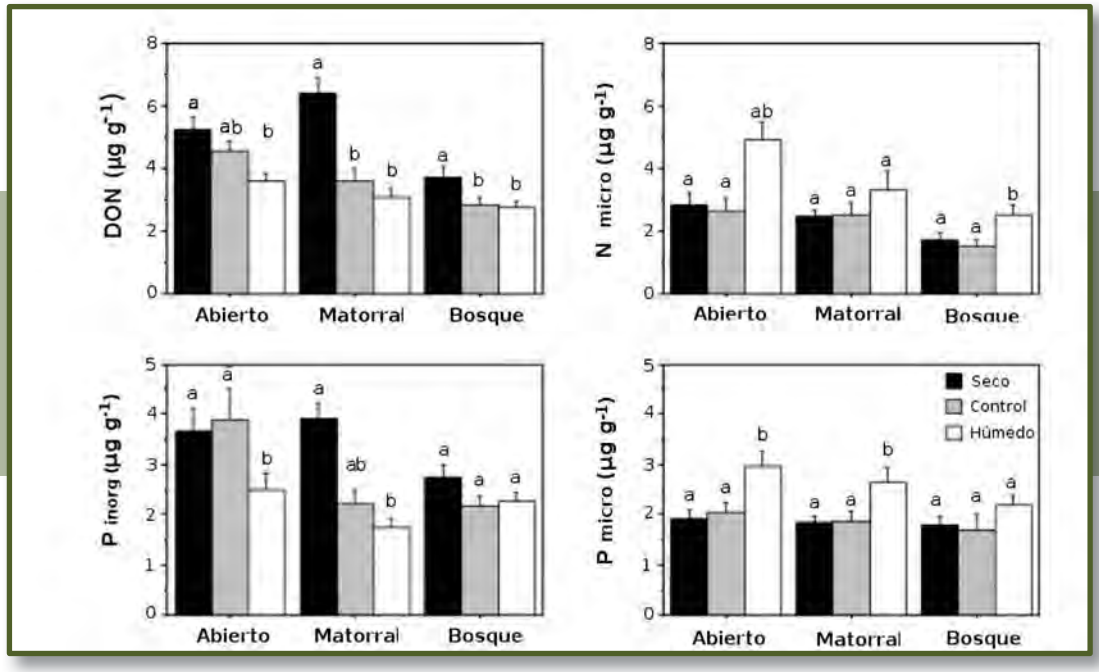


Figura 1. Nitrógeno orgánico disuelto (DON), N en la biomasa microbiana (N_{micro}), P inorgánico (P_{inorg}) y P en la biomasa microbiana (P_{micro}) durante el verano entre los tres hábitats estudiados: abiertos, matorrales y bosque, y los tres escenarios climáticos contemplados: verano seco (barras negras), control (barras grises) y húmedos (barras blancas). Las diferencias significativas entre escenarios dentro de cada hábitat se indican por letras diferentes. Las barras de error representan el error estándar.

Fuente: Modificado a partir de Matías et al. (2011).

con el incremento en la frecuencia de lluvias torrenciales prevista para las siguientes décadas podría conducir al empobrecimiento del suelo debido al riesgo de pérdida de nutrientes por lavado o erosión.

Efecto del cambio climático en áreas de matorral

Sardans y colaboradores describen en una serie de trabajos (Sardans et al. 2006, 2007, 2008a, 2008b) el efecto de calentamiento y sequía simulada sobre la disponibilidad de nutrientes y la actividad enzimática en un matorral mediterráneo en el centro-este de Cataluña dominado por *Globularia alypum y Erica multiflora* . El tratamiento de calentamiento consistió en la cobertura nocturna de la vegetación con una cortina de aluminio provocando una subida de temperatura de 1-2 ºC. El tratamiento de sequía simulada consistió en la cobertura con una cortina plástica transparente durante los episodios de lluvia, y produjo de media un 20% de disminución en la disponibilidad de agua del suelo.

El calentamiento incrementó la actividad fosfatasa del suelo (Figura 2), una enzima involucrada en la transformación del fósforo orgánico a inorgánico en el suelo, y cuya actividad controla la tasa de reciclado de P, siendo en algunos casos dicha actividad interpretada como un exponente de la disponibilidad de P. Sin embargo, se observó una disminución del fósforo inorgánico y el fósforo total en algunas estaciones. Esta disminución del fósforo a pesar del aumento en la actividad fosfatasa se explicó en base a la reducción en la concentración de P en la hojarasca observada en las parcelas de calentamiento, y por la mayor demanda de P generada por plantas y microbios. Así, este incremento en la actividad fosfatasa se interpretó como el resultado de la inversión en mecanismos involucrados en la captura de P. Los autores sugirieron que la tendencia observada hacia el incremento en la actividad fosfatasa como consecuencia del calentamiento favorecería el contenido en P de las plantas y afectaría positivamente a la eficiencia en el uso del agua, disminuyendo el efecto negativo del aumento de la sequía sobre las plantas. Además los autores concluyen que los efectos del cambio climático sobre la actividad fosfatasa y el P del suelo dependerían de si el principal factor del cambio climático es el calentamiento sin importantes cambios en el contenido hídrico del suelo o por el contrario es la disminución de la precipitación. En el primer caso, el aumento de la actividad fosfatasa podría satisfacer mayores demandas de P por las plantas, mientras que bajo condiciones de mayor sequía se espera acumulación de P en el suelo. Estos resultados fueron corroborados estudiando la actividad fosfatasa ligada a las raíces de *Globularia alypum*, en donde se observó un descenso en dicha actividad del 29% y 25% en verano y otoño respectivamente, y una tendencia al aumento en el P total (Sardans et al. 2007), así como estudiando la acumulación de nutrientes en la vegetación y suelo seis años después de que hubieran comenzado los tratamientos (Sardans et al. 2008a).

Aspectos relacionados con el ciclo del N fueron abordados en Sardans et al. (2008b). En este estudio no se encontró un ajuste similar al que ocurría en el caso del P entre las concentración y acumulación de N en planta y en la hojarasca en respuesta al calentamiento y a la sequía. Tampoco se observó un patrón claro de respuesta del amonio, nitrato y N total en los tratamientos lo que sugiere que es el P y no el N el elemento limitante en este ecosistema. Aún así, en las parcelas sometidas a calentamiento hubo una tendencia al incremento en la disponibilidad de amonio en invierno y a la de nitrato en verano, compatible con el aumento de la actividad microbiana con el calentamiento. No obstante a diferencia de lo que ocurría con el P, no se detectaron cambios en la cantidad de N total.

Figura 2

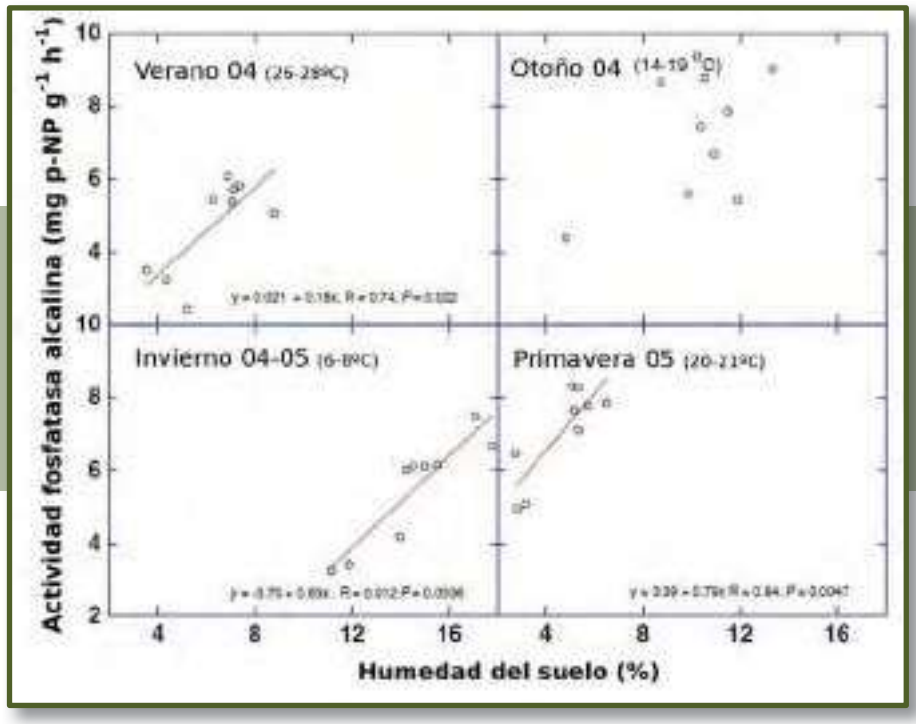


Figura 2. Relación entre la actividad fosfatasa alcalina y el contenido hídrico del suelo en cada estación. El rango de temperatura del suelo el día de muestreo es mostrado entre paréntesis.

Fuente: Modificado a partir de Sardans et al. (2006).

Efecto del cambio climático en espartales semiáridos

Maestre y colaboradores (Escolar et al. 2012, Maestre et al. 2010, Maestre et al. 2013) han establecido experimentos de calentamiento y exclusión de lluvia en espartales semiáridos de la península ibérica, con réplicas en el centro (Aranjuez) y sureste peninsular (Sorbas). En cada sitio establecieron un diseño experimental con tres factores cada uno de ellos con dos niveles: cobertura de Costra Biológica del suelo (alta y baja), calentamiento (incremento y control), y precipitación (reducción y control). El experimento comenzó en 2008 en Aranjuez y 2010 en Sorbas. El calentamiento del suelo se realizó mediante el uso de cámaras abiertas hexagonales de metacrilato, un material que no altera substancialmente las características del espectro lumínico (Figura 3). El objetivo era simular un incremento de temperatura similar al que predicen los modelos de circulación general atmosférica para la segunda mitad del siglo XXI en las áreas de estudio (2-4ºC). La reducción de la precipitación que predicen la mayoría de los modelos climáticos se simuló mediante la instalación de cubiertas fijas, que sin alterar la frecuencia de precipitaciones consiguieron una reducción efectiva del 33 y 36% en Aranjuez y Sorbas respectivamente. Se hizo un seguimiento de la cobertura de costra biológica del suelo junto con variables del ciclo del C, del N y del P, cuyos resultados en parte están todavía en preparación. Sin embargo, los autores encontraron una

Figura 3

Figura 3. Reductores de precipitación y cúpula de metacrilato inductora de calentamiento en la parcela experimental de Aranjuez.

Fuente: Fernando Maestre.

Figura 4

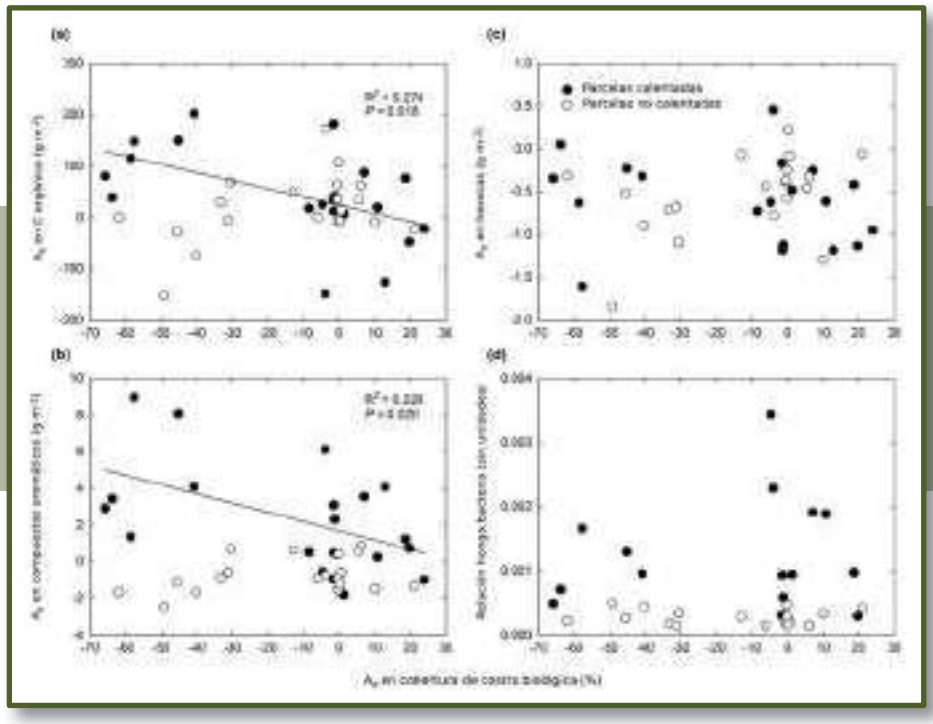


Figura 4. Relación entre los cambios absolutos (Ae) en cobertura de costra biológica y los cambios en C orgánico (a), compuestos aromáticos (b), hexosas (c), y el cociente hongos: hongos: bacterias (d) la costradurante los primero 46 meses del experimento en el sitio experimental de Aranjuez. Las líneas de regresión corresponden con el ajuste a las parcelas con calentamiento. Los ajustes a las parcelas control fueron no significativos.

Fuente: Modificado a partir de Maestre et al. (2013).

impactante disminución de la cobertura de costra biológica del suelo con el calentamiento, aproximadamente un 44% en los primeros cuatro años del experimento. En Aranjuez, las parcelas con alta cobertura de costra perdieron cobertura 46 meses después del comienzo del experimento en todos los tratamientos evaluados, pérdidas que fueron claramente mayores con el efecto del calentamiento. Este efecto fue mucho menor en Sorbas, donde el experimento empezó más tarde y se alcanzaron temperaturas inferiores, sugiriendo la existencia de algún umbral a partir del cual se desencadena el decaimiento de la costra biológica. El calentamiento también aumentó la cantidad de carbono orgánico en el suelo, la relación entre hongos y bacterias y la relación fenoles:hexosas, lo que se relacionó con la incorporación de la costra biológica al horizonte superficial del suelo (Figura 4). Estos resultados indicaron que un calentamiento de 2-3 ºC tiene un importante efecto sobre las variables relacionadas con el ciclo del C y su almacenamiento en los suelos, siendo además independiente del efecto de la reducción de la precipitación, con escaso efecto sobre las variables medidas, y que los efectos estaban fuertemente modulados por la presencia de costra biológica. Llama la atención la falta de efecto de la reducción de precipitación en estas áreas, en contraste con los resultados presentados en los dos casos anteriores. Sin embargo, tal y como Maestre et al. (2013) exponen en su trabajo, la diferencia podría deberse al efecto indirecto sobre las plantas que tiene la reducción de precipitación, efecto mucho menos relevante en ecosistemas donde la costra biológica es un componente dominante del ecosistema.

La pérdida de costra biológica, así como su efecto sobre el ciclo del C puede tener efectos drásticos sobre los ciclos de N y P. Por ejemplo Delgado et al. (2013b) encontraron que el ciclo del N es más resistente a cambios en temperatura en sitios dominados por costra biológica frente a sitios con escasa o nula presencia de la misma, y que por tanto la costra biológica puede minimizar los impactos probables del cambio climático en la dinámica del N en ambientes semiáridos. La costra biológica tiene también otros efectos indirectos sobre el ciclo del N, tales como determinar su distribución espacial (Delgado-Baquerizo et al. 2013c) o incrementar las cantidades de N en respuesta al rocío (Delgado-Baquerizo et al. 2013d), todo ello sugiriendo que la costra biológica se comporta como una comunidad biótica clave en estos ecosistemas semiáridos. Los resultados obtenidos sobre el ciclo del N -simulando el cambio climático en la estación experimental de Aranjuez (Delgado-Baquerizo et al., en preparación)- añaden información nueva sobre el impacto del cambio climático en estos ecosistemas. Por un lado se observó que la costra biológica incrementa la resistencia del ciclo del N con respecto a zonas sin costra e independientemente del cambio climático, pero por otro la dinámica de las variables indicadoras de la disponibilidad de N divergen de sus condiciones originales como respuesta al calentamiento y/o reducción de precipitación. Así, un calentamiento de entre 2 y 3ºC aumentó la cantidad de N disponible, la concentración de nitrógeno inorgánico en el suelo y la diversidad funcional microbiana, decreciendo los grupos de bacterias y arqueas encargadas de la oxidación del amonio. De nuevo, el calentamiento surge como un factor más determinante que la reducción de la precipitación a la hora de afectar la resistencia en el ciclo del N. Al igual que con el ciclo del C, la reducción de precipitación tuvo poco efecto en las variables estudiadas, sugiriendo que la funcionalidad de las comunidades microbianas es altamente resistente a la sequía, un resultado coincidente con lo encontrado en las formaciones arbustivas mediterráneas en Cataluña (Curiel-Yuste et al. 2014). El incremento de la disponibilidad de N puede llevar a cambios irreversibles en el ciclo del N en suelos semiáridos y tener importantes

repercusiones a nivel de ecosistema. Por ejemplo, puede facilitar la aparición de especies invasoras, y aunque podría incrementar la producción primaria y la acumulación de C, el incremento de enzimas fosfatasas y β-glucosidasa con el calentamiento encontrado en estos estudios sugiere un cambio hacia un sistema limitado por otros nutrientes, y que este puede ser el origen de la acumulación de N. Un exceso de N en relación con la disponibilidad de otros nutrientes convierte a este pool en una potencial fuente de contaminación para la atmósfera y las aguas continentales.

Recomendaciones para la adaptación

De los tres casos de estudio expuestos en la sección anterior se deduce que el cambio climático afecta de forma diferencial a ambientes muy distintos, aunque hay que ser cauto al interpretar los resultados debido a las diferencias metodológicas, escenarios y variables analizadas. Sin embargo, de esta diversidad de ambientes emergen algunas propiedades comunes que pueden ser claves para evitar desajustes en los ciclos de nutrientes. En primer lugar, la adaptación a las nuevas condiciones climáticas exige la conservación y allí donde sea necesario, la restauración de la cobertura vegetal, que en ecosistemas semiáridos habría que hacer extensiva a a la costra biológica del suelo. Así, en el bosque alpino los efectos de los cambios en precipitación afectan más a las zonas pioneras con poca vegetación que al bosque, mientras que en los espartales semiáridos la costra biológica modula prácticamente todos los procesos biogeoquímicos. En segundo lugar, el mantenimiento de la diversidad biológica tanto alfa como beta, garantiza un mosaico que puede favorecer la estabilidad de ciclos biogeoquímicos. Por ejemplo, la acumulación de nutrientes bajo la costra puede ser una fuente para los espacios sin costra, compensándose así procesos que van en dirección contraria. En tercer lugar es necesaria la conservación de los suelos, en particular de sus horizontes orgánicos, que son los que tienen mayor inercia térmica y mayor capacidad de retención de agua. Finalmente, es necesario vigilar y monitorizar la llegada o expansión de especies invasoras que puedan encontrar nichos adecuados con el cambio climático (por ejemplo Wolkovich et al. 2013) y que pueden desencadenar desajustes en los ciclos biogeoquímicos particularmente sin son fijadoras de N atmosférico.

Material suplementario

Sitios de estudio
Área de montaña mediterránea

El estudio se llevó a cabo en La Cortijuela, un área montañosa a 1650m de altitud dentro de los límites del Parque Nacional de Sierra Nevada (37º10'N, 3º12'W). El área tiene un clima mediterráneo continental con temperaturas mínimas en el més más frío (enero) de 1.1ºC y media de las máximas de 29.2ºC (julio). La precipitación media anual es de 811 mm (1990-2008). Durante el experimento la precipitación total fue de 641.5 y 874.8mm en 2007 y 2008, respectivamente. El experimento se realizó en un área de exclusión de ungulados con la presencia de árboles (principalmente *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, y *Quercus ilex),* matorrales (dominados por *Crataegus monogyna, Berberis vulgaris, Salvia lavandulifolia, y Cytisus scoparius)* y zonas sin vegetación con presencia de escasa herbáceas. Los suelos se desarrollan sobre roca caliza, formando regosoles y cambisoles de textura franca y con pH entre 6.8 y 8.5 (Matías et al. 2011).

Matorral mediterráneo

El estudio se realizó en un matorral calizo mediterráneo en la cara sur de las pendientes montañosas del Garraf en el centro de Cataluña (41° 18′N, 1°49′E). El sitio se sitúa en terrazas de cultivo abandonadas desde más de 100 años, y el suelo se clasifica como Petrocalcic calcixerept desarrollado sobre calizas sedimentarias con un pH de 7.7. Durante el periodo de estudio (1999-2005) la temperatura media anual fue de 15.1ºC (7.4ºC en enero y 22.5 ºC en julio), y el promedio de precipitación fue de 580 mm. La vegetación es un matorral típico de zonas calizas, dominado por los matorrales *Globularia alypum*, *Erica multiflora*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus* y *Pistacea lentiscus* (Sardans et al. 2006).

Espartales semiáridos del centro y sureste peninsular

El estudio se llevó a cabo en dos localidades situadas en el centro (Aranjuez, 40°02′N–3°32′W; 590 m de altitud) y sudeste (Sorbas, 37°05′N–2°04′W; 397 m de altitud) de la península ibérica. El clima es mediterráneo semiárido con temperaturas medias anuales de 15 º C en Aranjuez y 17ºC en Sorbas. La precipitación anual media es de 349 mm (Aranjuez) y 274 mm (Sorbas). Los suelos se desarrollan sobre yesos con un pH alrededor de 7, y se clasifican como Gypsiric Leptosols. La cobertura de plantas perennes está por debajo del 40% y está dominada por herbáceas como *Stipa tenacissima* y pequeños matorrales como *Helianthemum squamatum* y *Gypsophila struthium*. En ambos sitios, la superficie localizada entre plantas perennes está colonizda por un comunidad de costra biológica bien desarrollada dominada por líquenes como *Diploschistes diacapsis, Squamarina lentigera y Psora decipiens* (Maestre et al. 2013).

Referencias bibliográficas

Bangash RF, Passuello A, Sanchez-Canales A, Terrado M, López A, Elorza FJ, Ziv G, Acuña V, Schuhmacher M (2013) Ecosystem Services in Mediterranean River Basin: Climate Change Impact on Water Provisioning and Erosion Control. *Science of The Total Environment* 458-460:246-55

Belnap J, Lange OL (2003) *Biological Soil Crusts: Structure, Function and Management*. Springer-Verleg, Berlin

Castro-Díez P., Godoy O, Alonso A, Gallardo A, Saldaña A (2014) What Explains Variation in the Impacts of Exotic Plant Invasions on the Nitrogen Cycle? A Meta-Analysis. *Ecology Letters* 17:1-12

Curiel Yuste J., Peñuelas J, Estiarte M, Garcia-Mas J, Mattana S, Ogaya R, Pujol M, Sardans J (2011) Drought-Resistant Fungi Control Soil Organic Matter Decomposition and Its Response to Temperature. *Global Change Biology* 17:1475-86

Curiel Yuste J, Fernandez-Gonzalez AJ, Fernandez-Lopez M, Ogaya R, Penuelas J, Sardans J, Lloret F (2014) Strong Functional Stability of Soil Microbial Communities under Semiarid Mediterranean Conditions and Subjected to Long-Term Shifts in Baseline Precipitation. *Soil Biology and Biochemistry* 69:223-33

Delgado-Baquerizo M., Castillo-Monroy AP, Maestre FT, Gallardo A (2010) Plants and Biological Soil Crusts Modulate the Dominance of N Forms in a Semi-Arid Grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 42:376-78

Delgado-Baquerizo M, Maestre FT, Gallardo A, Bowker MA, Wallenstein MD, Quero JL, Ochoa V, et al. (2013a) Decoupling of Soil Nutrient Cycles as a Function of Aridity in Global Drylands. *Nature* 502:672-76

Delgado-Baquerizo M., Maestre FT, Gallardo A (2013b) Biological Soil Crusts Increase the Resistance of Soil Nitrogen Dynamics to Changes in Temperatures in a Semi-Arid Ecosystem. *Plant and Soil* 366:35-47

Delgado-Baquerizo M., Covelo F, Maestre FT, Gallardo A (2013c) Biological Soil Crusts Affect Small-Scale Spatial Patterns of Inorganic N in a Semiarid Mediterranean Grassland. *Journal of Arid Environments* 91:147-50

Delgado-Baquerizo M., Maestre FT, Rodríguez JGP, Gallardo A (2013d) Biological Soil Crusts Promote N Accumulation in Response to Dew Events in Dryland Soils. *Soil Biology and Biochemistry* 62:22-27

Durán J., Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Gallardo A (2008) Changes in Soil N and P Availability in a Pinus Canariensis Fire Chronosequence. *Forest Ecology and Management* 256:384-87

Durán J., Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Gallardo A (2009) Changes in Net N Mineralization Rates and Soil N and P Pools in a Pine Forest Wildfire Chronosequence. *Biology and Fertility of Soils* 45:781-88

Escolar C., Martínez I, Bowker MA, Maestre FT (2012) Warming Reduces the Growth and Diversity of Biological Soil Crusts in a Semi-Arid Environment: Implications for Ecosystem Structure and Functioning. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367:3087-3099

IPCC (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York

IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York

Maestre FT, Bowker MA, Puche MD, Escolar C, Soliveres S, Mouro S, García-Palacios P, Castillo-Monroy AP, Martínez I, Escudero A (2010) Do biotic interactions modulate ecosystem functioning along abiotic stress gradients? Insights from semi-arid plant and biological soil crust communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365:2057-2070

Maestre FT, MA Bowker MA, CantónY, Castillo-Monroy AP, Cortina J , Escolar C, Escudero A, Lázaro R, Martínez I (2011) Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. Journal of Arid Environments 75:1282-1291

Maestre FT, Quero JL, Gotelli NJ, Escudero A, Ochoa V, Delgado-Baquerizo M, García-Gómez M, et al. (2012) Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science* 335:214-18

Maestre FT, Escolar C, de Guevara ML, Quero JL, Lázaro R, Delgado-Baquerizo M, Ochoa V, Berdugo M, Gozalo B, Gallardo A (2013) Changes in Biocrust Cover Drive Carbon Cycle Responses to Climate Change in Drylands. *Global Change Biology* 19:3835-47

Matías L, Castro J, Zamora R (2011) Soil-Nutrient Availability under a Global-Change Scenario in a Mediterranean Mountain Ecosystem. *Global Change Biology* 17:1646-57

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, CorteReal J (2006) Potential Impact of Climate Change on Fire Risk in the Mediterranean Area. *Climate Research* 31:85-95

Ochoa-Hueso R, Allen EB, Branquinho C, Cruz C, Dias T, Fenn ME, Manrique E, Pérez-Corona ME, Sheppard LJ, Stock WD (2011) Nitrogen Deposition Effects on Mediterranean-Type Ecosystems: An

Ecological Assessment. *Environmental Pollution* 159:2265–79

Peñuelas J, Poulter B, Sardans J, Ciais P, Van Der Velde M, Bopp L, Boucher O, et al. (2013) Human-Induced Nitrogen-Phosphorus Imbalances Alter Natural and Managed Ecosystems across the Globe. *Nature Communications* 4

Riera P, Peñuelas J, Farreras V, Estiarte M (2007) Valuation of Climate-Change Effects on Mediterranean Shrublands. *Ecological Applications* 17:91-100

Sardans J, Peñuelas J, Estiarte M (2006) Warming and Drought Alter Soil Phosphatase Activity and Soil P Availability in a Mediterranean Shrubland. *Plant and Soil* 289:227-38

Sardans J, Peñuelas J, Estiarte M (2007) Seasonal Patterns of Root-Surface Phosphatase Activities in a Mediterranean Shrubland. Responses to Experimental Warming and Drought. *Biology and Fertility of Soils* 43:779-786

Sardans J, Peñuelas J, Estiarte M (2008) Changes in Soil Enzymes Related to C and N Cycle and in Soil C and N Content under Prolonged Warming and Drought in a Mediterranean Shrubland. *Applied Soil Ecology* 39:223-235

Sardans J, Peñuelas J, Prieto P, Estiarte M (2008a) Drought and Warming Induced Changes in P and K Concentration and Accumulation in Plant Biomass and Soil in a Mediterranean Shrubland. *Plant and Soil* 306: 261-271

Sardans J, Peñuelas J, Estiarte M, Prieto P (2008b) Warming and Drought Alter C and N Concentration, Allocation and Accumulation in a Mediterranean Shrubland. *Global Change Biology* 14: 2304-2316

Sardans J, Peñuelas J (2013) Plant-Soil Interactions in Mediterranean Forest and Shrublands: Impacts of Climatic Change. *Plant and Soil* 365:1-33

Shakesby RA (2011) Post-Wildfire Soil Erosion in the Mediterranean: Review and Future Research Directions. *Earth-Science Reviews* 105:71-100

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological Impacts of Invasive Alien Plants: A Meta-Analysis of Their Effects on Species, Communities and Ecosystems. *Ecology Letters* 14:702-708

Wolkovich EM, Davies TJ, Schaefer H, Cleland EE, Cook BI, Travers SE, Willis CG, Davis CC (2013) Temperature-dependent shifts in phenology contribute to the success of exotic species with climate change. *American Journal of Botany* 100:1407-1421

M.A. Guevara[1,2*], C. Díaz-Sala[3], M.T. Cervera[1,2]

[1] *Genómica y Ecofisiología Forestal, Departamento de Ecología y Genética Forestal, Centro de Investigación Forestal (INIA-CIFOR), Crta. de la Coruña, km 7,5, 28040 Madrid*

[2] *Unidad Mixta de Genómica y Ecofisiología Forestal, INIA/UPM, Madrid*

[3] *Grupo de Biotecnología Agroforestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid*

[*] *Correo electrónico: aguevara@inia.es*

30 Regulación epigenética de la respuesta adaptativa al cambio climático de las especies vegetales

Resultados clave

- Estudios recientes han mostrado que además del componente genético, la variación epigenética contribuye a la plasticidad fenotípica y al potencial adaptativo de los individuos y poblaciones.
- Los mecanismos epigenéticos, potencialmente heredables y reversibles, permiten una rápida adaptación de la planta a nuevas condiciones ambientales sin necesidad de cambiar su secuencia de DNA.

Contexto

El termino epigenética aparece por primera vez en el año 1942 para definir la rama de la biología que estudia las interacciones entre el genotipo y el fenotipo y como la variabilidad de uno y otro no siempre están relacionadas (Waddington 1942). Actualmente la definición más extendida hace referencia el estudio de cambios heredables en la función génica que se producen sin un cambio en la secuencia del DNA y que son potencialmente reversibles (Bonasio et al. 2010, Nicotra et al. 2010).

Los mecanismos epigenéticos implicados en la regulación génica incluyen: metilación del DNA, modificación química de histonas y RNAs no codificantes (ncRNAs). La metilación del DNA consiste en la unión covalente de grupos metilo a nucleótidos de citosina; estas metilaciones pueden ser simétricas (CG y CHG) o asimétricas (CHH, donde H= A, T o C), siendo las primeras las más comunes en plantas. La modificación química de las histonas incluye metilaciones (Krauss 2008), acetilaciones, fosforilaciones (Demidov et al. 2009) y ubiquitaciones (Kouzarides 2007) que influyen en las interacciones entre nucleosomas y, por tanto, en el grado de condensación de la cromatina. Estos procesos no son independientes y a menudo regulan la expresión génica de forma coordinada. Los cambios en la estructura de la cromatina provocados por estos mecanismos alteran la accesibilidad del DNA a los factores de transcripción y, por lo tanto, van a influir en que genes se pueden expresar.

La regulación epigenética juega un papel importante en el desarrollo de las plantas. Varios estudios han demostrado un incremento de la metilación desde las primeras etapas del desarrollo de la planta incluso a nivel de los propios órganos vegetativos y reproductivos, siendo algunos patrones de metilación específicos de tejido (Ruiz-García et al. 2005, Zhang et al. 2011, Fraga et al. 2002a,b). Los patrones epigenéticos son generalmente borrados en la nueva generación para prevenir el establecimiento de nuevos epialelos pero se han descrito ejemplos de epialelos heredables que afectan al desarrollo de la planta. En *Linaria vulgaris*, planta cuyas flores tienen simetría bilateral y son polinizadas por abejas, se ha descrito una epimutación que suprime la expresión del gen *CYCLOIDEA (Lcyc)* durante la floración generando una simetría radial que dificulta la polinización por las abejas (Cubas et al. 1999). La ausencia de maduración del fruto causada por la hipermetilación del gen *COLORLESS NON-RIPENING (CNR)* en tomate es otro ejemplo de cómo los mecanismos epigenéticos pueden afectar al desarrollo jugando un papel clave en la dispersión de las semillas (Manning et al. 2006, Ecker 2013).

Determinadas señales ambientales pueden afectar al desarrollo de la planta a través de mecanismos epigenéticos. Algunos ejemplos son: la regulación de la expresión del gen *FLOWERING LOCUS C (FLC)* durante la vernalización en *Arabidopsis thaliana*, siendo

necesario que la planta soporte un largo periodo de frío para que se produzcan cambios en la cromatina que supriman la expresión de FLC y permitan la floración (Bastow et al. 2004), o el descenso de los niveles de metilación de DNA total e incremento de la acetilación de la histona 4 observados durante la brotación de castaño (*Castanea sativa*) cuando las condiciones son favorables (Santamaría et al. 2009)

En un escenario de cambio climático los cultivos anuales como las especies frutales y forestales deberán emplear su potencial adaptativo para tratar de sobrevivir y ser competitivos en las nuevas condiciones ambientales. Los cambios epigenéticos pueden ser críticos frente a cambios drásticos del ambiente al conferir a la planta capacidad de respuesta rápida y reversible, permitiéndole adaptarse tanto a corto como a largo plazo mediante lo que se conoce como "memoria epigenética". En dientes de león (*Taraxacum officinale*), con reproducción apomíctica, se han observado cambios en los patrones de metilación del DNA en respuesta a diferentes tratamientos de estrés abiótico y biótico (por ejemplo, respuesta a patógenos, herbívoros, alta concentración de sal y baja concentración de nutrientes). Estos patrones de metilación alterados se transmitieron a la siguiente generación en condiciones control, lo que refleja una plasticidad epigenética transgeneracional de un único genotipo en respuesta a un estrés ambiental (Verhoeven et al. 2010). Esta memoria al estrés que se transmite a la progenie puede permitir a la descendencia mejorar su respuesta al mismo tipo de estrés (Bossdorf et al. 2008).

Los organismos con periodos de vida y tiempos de generación largos, como gran parte de las especies leñosas, deben adecuar su desarrollo y crecimiento a las condiciones ambientales prevalecientes. Los mecanismos epigenéticos pueden contribuir mediante marcadores reversibles, algunos heredables, a establecer una "memoria temporal" (Kvaalen & Johnsen 2008, Yakovlev et al. 2010).

Definiciones:

Caracteres funcionales: caracteres cuantitativos relacionados con el *fitness* y éxito del individuo en un determinado ambiente.

Epigenética: estudio de cambios heredables en la función génica que se producen sin un cambio en la secuencia del ADN y que son potencialmente reversibles.

Epialelos: alelos de un gen idénticos a nivel de la secuencia de DNA pero que difieren en sus modificaciones epigenéticas. Estas diferencias epigenéticas suelen estar asociadas a diferencias en la expresión de los epialelos.

***Fitness*:** medida del éxito reproductivo de un individuo.

Plasticidad fenotípica: rango de fenotipos que un genotipo puede expresar como consecuencia de su interacción con el ambiente.

Resultados y Discusión

Variabilidad epigenética en poblaciones naturales. Plasticidad fenotípica

Los avances recientes en el ámbito de la epigenética vegetal han aportado datos sobre la regulación mediante mecanismos epigenéticos de la variación fenotípica en poblaciones naturales. De todos los mecanismos involucrados en la maquinaria epigenética (Bräutigam et al. 2013), la metilación de DNA es el más estudiado en la regulación de la variabilidad fenotípica en poblaciones naturales (Robertson & Wolf 2012, Zang et al. 2013).

La relación entre variación genética, epigenética, variación fenotípica y adaptación a factores ambientales ha sido estudiada en violeta y orquídea (Herrera & Bazaga 2010, Paun et al. 2010). Estos estudios han demostrado una variación fenotípica adaptativa mediada por una coordinación de mecanismos genéticos y epigenéticos que regulan procesos adaptativos y evolutivos, y que resultan en una diversidad fenotípica natural que afecta a numerosos procesos de desarrollo y de respuesta a condiciones naturales cambiantes (Figura 1).

La relación entre variación epigenética natural y la variación fenotípica que afecta a la morfología floral y al tiempo de floración se ha descrito en genes que controlan la expresión de estos caracteres en especies como *Linaria vulgaris*, *Arabidopsis thaliana* o *Solanum ruiz-lealii* a nivel individual y a nivel de ecotipos (Cubas et al. 1999, Cervera et al. 2002, Bastow et al. 2004, Johannes et al. 2009, Marfil et al. 2009). En *Arabidopsis*, uno de los estudios más avanzados en este campo es la regulación por mecanismos epigenéticos de la expresión del gen *FLOWERING LOCUS C* (*FLC*) que controla el tiempo de floración, tal y como se señaló en el apartado anterior. Además se han descrito asociaciones entre la variación de estos genes y la latitud, temperatura y precipitaciones que sugieren que la influencia de estos factores sobre el control epigenético de los genes involucrados podría ser importante en la adaptación de individuos o ecotipos concretos a variaciones estacionales y situaciones ambientes cambiantes a nivel local (Mendez-Vigo et al. 2011). En todos estos casos, se ha demostrado una correlación entre cambios en el modelo de la metilación del DNA y los cambios en la expresión de los caracteres sin existir variación en la secuencia nucleotídica, lo que puede indicar que el control de la expresión de estos caracteres pudiera tener un componente epigenético independiente de la variación genética. Este componente epigenético estaría mediado por la presencia de epialelos

Figura 1

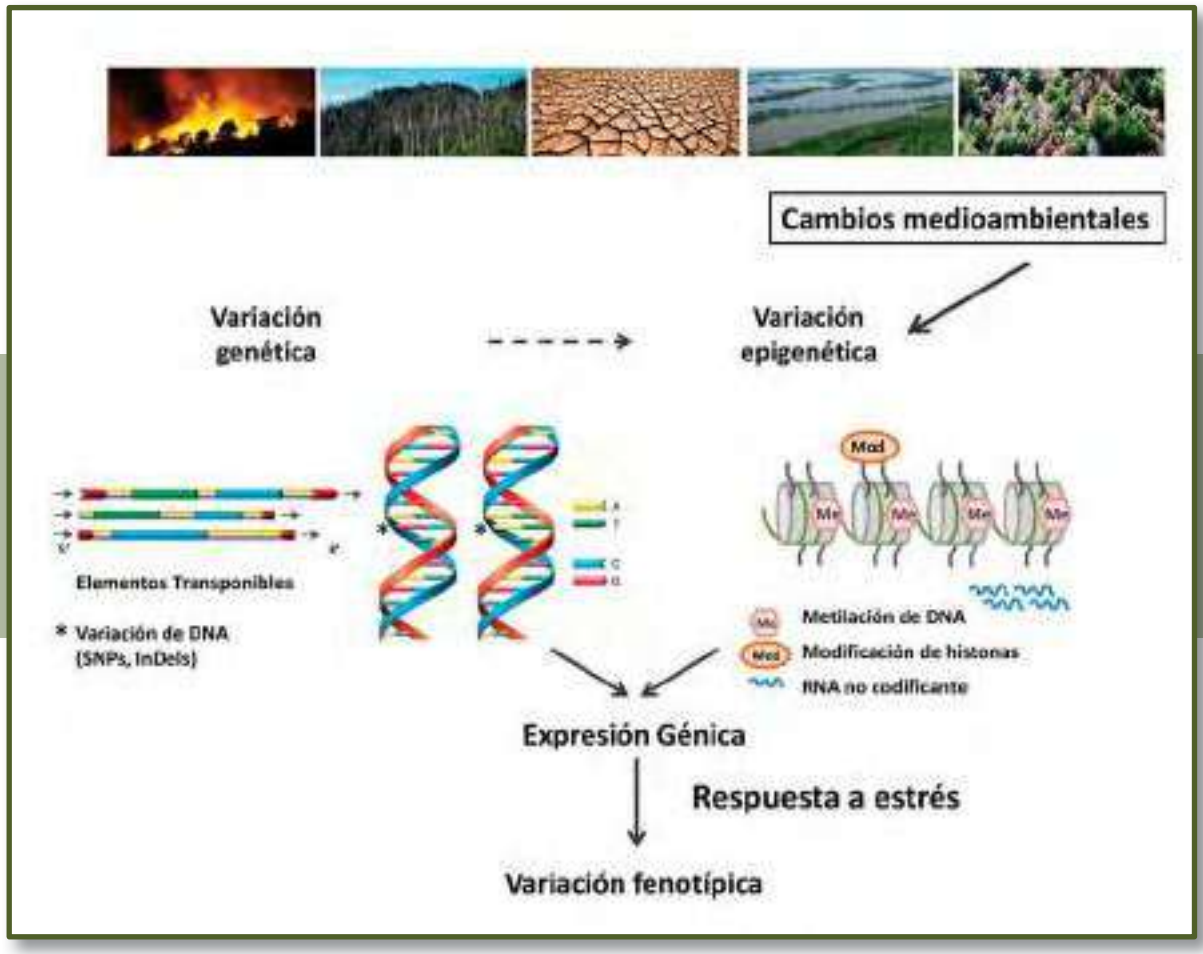


Figura 1. Esquema simplificado de cómo la variabilidad genética y epigenética de las especies vegetales contribuyen a su variabilidad fenotípica frente a cambios medioambientales.

Fuente: elaboración propia.

en el genoma, es decir, alelos idénticos de un gen a nivel de secuencia nucleotídica del DNA pero que difieren en sus modificaciones epigenéticas. La presencia de epialelos suele estar asociada a diferencias en la expresión de los alelos. Por tanto, el control epigenético podría resultar en una variación fenotípica de potencial importancia ecológica.

Otra fuente de variación epigenética natural surge de los procesos de poliploidización. Se han descrito cambios epigenéticos a nivel genómico que se inducen por duplicación génica (Doyle et al. 2008). Además, las nuevas variantes epigenéticas originadas por duplicación genómica aportan un potencial de divergencia fenotípica y ecológica entre poliploides y sus taxones parentales (Doyle et al. 2008). Así, comparaciones del nivel de metilación de DNA entre tres especies alopoliploides de orquídeas procedentes del mismo taxón parental mostraron una gran divergencia en los perfiles de metilación que fueron correlacionados con el ambiente de crecimiento (Paun et al. 2010).

Los cambios en las condiciones ambientales también pueden inducir cambios significativos en las marcas y maquinaria epigenéticas que pueden desempeñar un papel importante en las respuestas plásticas al ambiente (Mirouze & Paszkowski 2011, Richards et al. 2011), y que han sido particularmente estudiadas en la respuesta de las plantas al estrés ambiental (Bruce et al. 2007). Cambios persistentes en las modificaciones epigenéticas pueden incluso crear una "memoria de estrés" que en algunos casos es heredada por la progenie no sometida a condiciones de estrés pero que presumiblemente prepara a la nueva generación para responder a esas nuevas condiciones (Bruce et al. 2007, Scoville et al. 2011). En este sentido, tanto el fenotipo estresado como los cambios en la metilación de DNA asociados a ese estrés se heredaron durante tres generaciones en *Taraxacum officinale* (Verhoeven et al. 2010). El análisis de líneas recombinantes consanguíneas epigenéticas (epiRILs) de *Arabidopsis* crecidas en distintas condiciones ambientales demostró que la variación del estado de metilación del DNA puede causar una importante variación heredable en caracteres de interés desde un punto de vista ecológico, como por ejemplo tolerancia a la sequía o a limitación de nutrientes, así como en su plasticidad (Zang et al. 2013).

Los árboles son organismos con largos y complejos ciclos vitales que tienen que enfrentarse con ambientes variables durante periodos largos de vida. Por tanto, los árboles tienen una alta capacidad de adaptación y, en general, manifiestan una alta plasticidad fenotípica. Además del componente genético, la variación epigenética también contribuye a la plasticidad fenotípica y al

potencial de adaptación de los árboles. Los datos sobre variación natural de marcas epigenéticas y su relación con la variabilidad fenotípica en árboles son más escasos. Así, en *Laguncularia racemosa*, se detectó una mayor variación en la metilación de DNA en comparación con la variación genética dentro y entre poblaciones de árboles en ambientes cambiantes, lo que también sugiere que la variación epigenética juega un papel importante en la adaptación a largo plazo de árboles a distintos ambientes (Lira-Medeiros et al. 2010). Debido a los largos ciclos vitales de los árboles, son necesarios ajustes de desarrollo que permitan mantener la flexibilidad para coordinar y sincronizar crecimiento y desarrollo con condiciones ambientales cambiantes a corto, medio y largo plazo. En este sentido, variaciones en metilación de DNA y en la modificación de histonas se han correlacionado con cambios morfológicos y fisiológicos en una variedad de procesos relacionados con ajustes a condiciones ambientales como cambios de fase, madurez de órganos, dormición de yemas o fenología, en general (Díaz-Sala et al. 1995, Fraga et al. 2002a,b, Rhode 2009, Santamaría et al. 2009). Se han descrito cambios significativos en la expresión génica y en las modificaciones epigenéticas durante la dormición de yemas, proceso vital de adaptación a cambios estacionales. Bajos niveles de metilación de DNA y altos niveles de acetilación de determinadas histonas se asociaron a crecimiento de yemas, mientras que altos niveles de metilación y bajos de acetilación de histonas específicas se asociaron a dormición (Santamaría et al. 2009). La plasticidad en las modificaciones epigenéticas también ha sido observada en la respuesta fenológica de plántulas desarrolladas en años con temperaturas cambiantes. En abeto se ha descrito una memoria epigenética dependiente de la temperatura existente durante el desarrollo del embrión y que influencia el tiempo de apertura de yemas en primavera, cese de crecimiento de tallos en verano, dormición de yemas y aclimatación al frío en otoño, así como cambios significativos de expresión génica en cada etapa (Yakovlev et al. 2010). En *Pinus pinea*, una especie con escasa variabilidad genética, se han detectado altos porcentajes de variación en los niveles de metilación de ADN al analizar individuos de varias poblaciones costeras y de interior (Sáez-Laguna et al. 2014).

El control de la variación epigenética puede ser ambiental, genético o independiente de ambos. Por consiguiente, los caracteres epigenéticos pueden verse sometidos a procesos selectivos a través de genes que controlan la variación epigenética del carácter o a través de epialelos que se heredan (Robertson & Wolf 2012). Asimismo, las epimutaciones al azar y la estabilidad de los epialelos son factores a tener en cuenta durante la evolución (Richards et al. 2012). La tasa de epimutación puede afectar a la diversidad epigenética y a las frecuencias de equilibrio de epialelos, por tanto, en general, la variación epigenética puede contribuir significativamente a la adaptación. Estudios en *Arabidopsis* han demostrado que la tasa de epimutaciones es mayor que la de mutaciones, al menos en sitios específicos del genoma, en plantas mantenidas en un mismo ambiente de crecimiento. Las tasas de epimutaciones al azar en poblaciones naturales podrían estar influenciadas por el ambiente y correlacionarse con cambios fenotípicos específicos. Por otra parte, la reversibilidad de las epimutaciones, que afectan fundamentalmente a dos estados alélicos (citosina metilada y citosina no metilada), es más frecuente que la de las mutaciones en la secuencia de nucleótidos. Por tanto, la tasa de reversión puede ser importante a nivel poblacional, ya que puede facilitar reversión en cambios fenotípicos que pueden ser beneficiosos ante fluctuaciones ambientales temporales o espaciales (Becker et al. 2011). De igual modo, la ventaja de la plasticidad transgeneracional, es decir, de las epimutaciones heredables que se correlaciona con la adaptación a cambios ambientales de los parentales, podría ser la expresión de una mezcla de fenotipos en la progenie que pueda enfrentar ambientes cambiantes impredecibles (Jablonka et al. 1995).

Recomendaciones para la adaptación

En un contexto de cambio climático, la plasticidad fenotípica puede ser un factor que module la respuesta adaptativa de la planta, permitiendo que ésta responda rápidamente a cambios bruscos del entorno acaecidos a corto plazo y que, a la vez, ajuste su respuesta adaptativa frente a cambios a largo plazo, e incluso que la transmita a su descendencia.

La variación epigenética puede contribuir en gran medida a la plasticidad fenotípica o variación fenotípica asociada a cambios medioambientales, y puede ser de especial relevancia en poblaciones con escasa variabilidad genética o que se encuentren en hábitats expuestos a cambios medioambientales bruscos (Figura 1). Los mecanismos epigenéticos contribuyen a la divergencia adaptativa entre poblaciones.

Por consiguiente, ambos tipos de variación, genética y epigenética, son una fuente importante de varianza en caracteres funcionales, que determinan no sólo la supervivencia sino el éxito del individuo como, por ejemplo, caracteres relacionados con la tolerancia a estreses y caracteres reproductivos.

Ante un escenario de cambio climático es importante poder determinar el nivel de variación fenotípica heredable (plasticidad transgeneracional mediada por epialelos), determinada por el componente epigenético y el nivel de variación fenotípica no-heredable, para aplicarlas en el manejo de los recursos genéticos según la naturaleza de los mismos. El significado de los epialelos en las poblaciones naturales dependerá de su frecuencia y estabilidad (Rohde & Junttila 2008). Asimismo, en un escenario en el que los cambios medioambientales son frecuentes a lo largo de una generación, la plasticidad transgeneracional no aporta grandes beneficios, aunque, si el ambiente permanece estable durante unas pocas generaciones, el ambiente en el que habitan los progenitores puede predecir el de su descendencia, siendo beneficioso para la misma heredar el fenotipo de sus progenitores a través de la llamada “memoria transgeneracional”.

Material suplementario

Es importante tener en cuenta que no existen métodos cuantitativos que permitan distinguir entre los componentes genéticos y epigenéticos que afectan a un carácter. En un análisis clásico, el componente epigenético contribuirá a la variabilidad genética y/o a la fenotípica (Kalisz & Purugganan 2004), incrementando la variabilidad del carácter. En consecuencia, y como ejemplo, las clinas genéticas observadas al estudiar caracteres fenológicos podrían reflejar adaptaciones locales más que diferencias genéticas. El empleo de estructuras genéticas apropiadas ha mostrado que caracteres como la eficiencia energética y la homeostasis de la energía, que son parte integrante del rendimiento, tienen un componente epigenético que puede ser dirigido y estabilizado por selección artificial (De Block & Van Lijsebettens 2011).

Asimismo, la introducción del componente epigenético en un contexto ecológico (epigenética ecológica) permite complementar el componente genético proporcionando una visión más holística de la dinámica del genoma (Bossdorf et al. 2008). Para incorporar de forma eficaz el componente epigenético debemos mejorar nuestro conocimiento sobre el alcance y la estructura de la variación epigenética en y entre las poblaciones naturales. Asimismo, es importante determinar en qué medida pueden los factores ambientales bióticos y abióticos inducir cambios epigenéticos heredables y determinar la importancia relativa de la variación epigenética para determinar el resultado de las interacciones ecológicas. Esta información nos permitirá mejorar nuestra comprensión de los mecanismos que subyacen a la variación fenotípica natural y de las respuestas de los organismos a los cambios ambientales.

Desde un punto de vista básico, el estudio epigenético ha permitido cuestionar algunos de los dogmas de la genética y biología. Por ejemplo, la movilidad de los elementos transponibles (TE) cuestiona el dogma de que todas las células de un individuo comparten el mismo genoma. Se ha observado que el estrés ambiental, principalmente en combinación con una regulación epigenética alterada, conduce a la movilización de los elementos transponibles endógenos (Ito et al. 2011). Aunque se desconoce hasta qué punto esa movilización de TE participa en la evolución y adaptación de las plantas (Mirouze & Paszkowski 2011), cada vez contamos con un mayor número de evidencias que muestran el potencial de los TEs para crear redes que modifican la regulación transcripcional de los genes y por consiguiente participan en el control de la regulación génica (Mattick et al. 2009).

Por otro lado, el dogma que asociaba el estado de compactación de la cromatina con la actividad transcripcional, es decir, cromatina no compactada, transcripcionalmente activa (eucromatina) frente a la cromatina compactada, silenciada (heterocromatina), parece ser una simplificación que no se ajusta a la realidad (Roudier et al. 2011, Van Steensel 2011). La estructura de la cromatina de especies modelo como *Drosophila* y *Arabidopsis* parece ser más compleja y estar constituida por varios tipos atendiendo a las marcas epigenéticas, a su localización nuclear y a las proteínas que se unen. Estos tipos de cromatina favorecerían o prevendrían la asociación de los factores de transcripción, definiendo los patrones de expresión génica.

El conocimiento de la secuencia del genoma de numerosas especies vegetales (incluyendo cultivos y especies leñosas frutales y forestales), junto con el desarrollo de las nuevas técnicas de análisis masivo, ha permitido abordar estudios epigenéticos tanto a nivel de genes y regiones específicas del genoma e incluso examinar las modificaciones epigenéticas en estudios masivos abordados por la epigenómica. Los estudios epigenéticos abarcan un gran número de técnicas complementarias dirigidas al análisis de diferentes componentes epigenéticos. A continuación se proporciona una breve descripción para indicar los análisis más habituales asociados a cada tipo de modificación:

- Análisis de modificaciones de cromatina y de RNAs no codificantes (ncRNAs): en la actualidad, los distintos tipos de modificaciones de histonas pueden analizarse utilizando técnicas de inmunoprecipitación de cromatina, empleando anticuerpos específicos, identificándolos mediante hibridaciones de microordenamientos (ChIP) o secuenciación masiva (ChIP-seq). La secuenciación masiva ha permitido identificar y cuantificar los siRNAs permitiendo identificar las dianas de la metilación del DNA dirigida por RNA (*RdDM*, mediada por RNAs de 24nt de longitud), y del silenciamiento génico post-transcripcional (*PTGS*, mediado por RNAs de 21 nt de longitud) y su dinámica.

- Análisis de metiloma de DNA. Dos técnicas se emplean principalmente en el estudio de los metilomas vegetales: inmunoprecipitación con anticuerpos que reconocen las citosinas metiladas (MeDIP) o empleo de enzimas sensibles a metilación que permiten la identificación de DNA metilado, en ambos casos se identifica mediante hibridación de un microordenamiento o mediante secuenciación masiva. El último grupo de técnicas se basa en la transformación de las citosinas metiladas en uracilos mediante tratamiento de DNA con bisulfito, introduciendo cambios en la molécula original de DNA que pueden detectarse mediante secuenciación masiva (BS-Seq).

- Análisis de elementos transponibles (TEs): El análisis de la expresión de los TEs puede monitorizarse empleando CAGE (*cap analysis of gene expression*, Faulkner & Carninci 2009, Faulkner et al. 2009). Asimismo, las técnicas de hibridación genómica comparativa (CGH) se han empleado para determinar la variabilidad en el número de copias de los TEs.

Referencias bibliográficas

Bastow R, Mylne JS, Lister C, Lippman Z, Martienssen RA, Dean C (2004) Vernalization requires epigenetic silencing of FLC by histone methylation. *Nature* 427:164-167

Becker Cl, Hagmann J, Müller J, Koenig D, Stegle O, Borgwardt K, Weigel D (2011) Spontaneous epigenetic variation in the *Arabidopsis thaliana* methylome. *Nature* 480:245-249

Bonasio R, Tu S, Reinberg D (2010) Molecular Signals of Epigenetic States. *Science* 330:612-616

Bossdorf O, Richards CL, Pigliucci M (2008) Epigenetics for ecologists. *Ecology Letters* 11:106-115

Bräutigam K, Vinning KJ, Lafon-Placette C, Fossdal CG, Mirouze M, Gutíerrez-Marcos J, Fluch S, Fernández-Fraga M, Guevara MA, Abarca D, Johnsen Ø, Maury S, Strauss SH, Campbell MM, Rohde A, Díaz-Sala C, Cervera MT (2013) Epigenetic regulation of adaptive responses of forest tree species to the environment. *Ecology and Evolution* 3:399-415

Bruce TJA, Matthes MC, Napier JA, Pickett JA (2007) Stressful "memories" of plants: Evidence and possible mechanisms. *Plant Science* 173:603-608

Cervera MT, Ruiz-Garcia L, Martínez-Zapater JM (2002) Analysis of DNA methylation in *Arabidopsis thaliana* based on methylation-sensitive AFLP markers. *Molecular Genetics and Genomics* 268:543-552

Cubas P, Vincent C, Coen E (1999) An epigenetic mutation responsible for natural variation in floral symmetry. *Nature* 401:157-161

De Block M, Van Lijsebettens M (2011) Energy efficiency and energy homeostasis as genetic and epigenetic components of plant performance and crop productivity. *Current Opinion in Plant Biology* 14: 275-282

Demidov D, Hesse S, Tewes A, Rutten T, Fuchs J, Ashtiyani RK, Lein S, Fischer A, Reuter G, Houben A (2009) Aurora1 phosphorylation activity on histone H3 and its cross-talk with other post-translational histone modifications in Arabidopsis. *The Plant Journal* 59:221-230

Díaz-Sala C, Rey M, Boronat A, Besford R, Rodríguez R (1995) Variations in the DNA methylation and polypeptide patterns of adult hazel (*Corylus avellana* L.) associated with sequential in vitro subcultures. *Plant Cell Reports* 15:218-221

Doyle JJ, Flagel LE, Paterson AH, Rapp RA, Soltis DE, Soltis PS, Wendel JF (2008) Evolutionary Genetics of Genome Merger and Doubling in Plants. *Annual Review of Genetics* 42:443-461

Ecker JR (2013) Epigenetic trigger for tomato ripening. *Nature Biotechnology* 31:119-120

Faulkner GJ, Carninci P (2009) Altruistic functions for selfish DNA. *Cell Cycle* 8:2895-2900

Faulkner GJ, Kimura Y, Daub CO, Wani S, Plessy C, Irvine KM, Schroder K, Cloonan N, Steptoe AL, Lassmann T, Waki K, Hornig N, Arakawa T, Takahashi H, Kawai J, Forrest AR, Suzuki H, Hayashizaki Y, Hume DA, Orlando V, Grimmond SM, Carninci P (2009) The regulated retrotransposon transcriptome of mammalian cells. *Nature Genetics* 41:563-571

Fraga MF, Canal MJ, Rodriguez R (2002a) Phase-change related epigenetic and physiological changes in *Pinus radiata* D. Don. *Planta* 215:672-678

Fraga MF, Rodriguez R, Canal MJ (2002b) Genomic DNA methylation-demethylation during aging and reinvigoration of *Pinus radiata*. *Tree Physiology* 22:813-816

Herrera CM, Bazaga P (2010) Epigenetic differentiation and relationship to adaptive genetic divergence in discrete populations of the violet *Viola cazorlensis*. *New Phytologist* 187:867-876

Ito H, Gaubert H, Bucher E, Mirouze M, Vaillant I, Paszkowski J (2011) An siRNA pathway prevents transgenerational retrotransposition in plants subjected to stress. *Nature* 472:115-119

Jablonka E, Obomy B, Molnar I, Kisdi E, Hofbauer J, Czaran T (1995) The adaptative advantage of phenotypic memory in changing environments. *Philosophical transactions Of the Royal Society of London Series B* 350:133-141

Johannes F, Porcher E, Teixeira FK, Saliba-Colombani V, Simon M, Agier N, Bulski A, Albuisson J, Heredia F, Audigier P, Bouchez D, Dillmann C, Guerche P, Hospital F, Colot V (2009) Assessing the impact of transgenerational epigenetic variation on complex traits. *PLoS Genetics* 5:e1000530

Kalisz S, Purugganan MD (2004) Epialleles via DNA methylation: consequences for plant evolution. *Trends in Ecology Evolution* 19:309-314

Kouzarides T (2007) Chromatin modifications and their function. *Cell* 128:693-705

Krauss V (2008) Glimpses of evolution: heterochromatic histone H3K9 methyltransferases left its marks behind. *Genetica* 133:93-106

Kvaalen H, Johnsen Ø (2008) Timing of bud set in *Picea abies* is regulated by a memory of temperature during zygotic and somatic embryogenesis. *New Phytologist* 177:49-59

Lira-Medeiros CF, Parisod C, Fernandes RA, Mata CS, Cardoso MA, Ferreira PC (2010) Epigenetic variation in mangrove plants occurring in contrasting natural environment. *PLoS ONE* 5:e10326

Manning K, Tör M, Poole M, Hong Y, Thompson AJ, King GJ, Giovannoni JJ, Seymour GB (2006) A naturally occurring epigenetic mutation in a gene encoding an SBP-box transcription factor inhibits tomato fruit ripening. *Nature Genetics* 38:948-952

Marfil CF, Camadro EL, Masuelli RW (2009) Phenotypic

instability and epigenetic variability in a diploid potato of hybrid origin, *Solanum ruiz-lealii*. *BMC Plant Biol* 9:21

Mattick JS, Taft RJ, Faulkner GJ (2009) A global view of genomic information - moving beyond the gene and the master regulator. *Trends in Genetics* 26:21-28

Méndez-Vigo B, Picó FX, Ramiro M, Martínez-Zapater JM, Alonso-Blanco C (2011) Altitudinal and climatic adaptation is mediated by flowering traits and *FRI, FLC* and *PHYC* Genes in Arabidopsis. *Plant Physiology* 157:1942-1955

Mirouze M, Paszkowski J (2011) Epigenetic contribution to stress adaptation in plants. *Current Opinion in Plant Biology* 14:267-274

Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius U, Poot P, Purugganan MD, Richards CL, Valladares F, van Kleunen M (2010) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684-692

Paun O, Bateman RM, Fay MF, Hedren M, Civeyrel L, Chase MW (2010) Stable epigenetic effects impact adaptation in allopolyploid orchids (*Dactylorhiza*: Orchidaceae). *Molecular Biology and Evolution* 27:2465-2473

Richards CL, Vehoeven KJF, Bossdorf O (2012) Evolutionary Significance of Epigenetic Variation. En: Wendel JF, Greilhuber J, Dolezel J, Leithc IJ, editores. *Plant Genome Diversity Vol 1*. Springer-Verlag, Wien. pp 257-274

Richards RJ (2011) Natural epigenetic variation in plant species: a view from the field. *Current Opinion in Plant Biology* 14:204-209

Robertson AL, Wolf DE (2012) The role of epigenetics in plant adaptation. *Trends in Evolutionary Biology* 4:e4

Rohde A (2009) Bud set - a landmark of the seasonal growth cycle in poplar. En: Gusta LV, Wisniewski ME, Tanino KK, editores. *Plant Cold Hardiness*. MA: CABI, Cambridge. pp. 91-98

Rohde A, Junttila O (2008) Remembrances of an embryo: long-term effects on phenology traits in spruce. *New Phytologist* 177:2-5

Roudier F, Ahmed I, Bérard C, Sarazin A, Mary-Huard T, Cortijo S, Bouyer D, Caillieux E, Duvernois-Berthet E, Al-Shikhley L, Giraut L, Després B, Drevensek S, Barneche F, Dèrozier S, Brunaud V, Aubourg S, Schnittger A, Bowler C, Martin-Magniette ML, Robin S, Caboche M, Colot V (2011) Integrative epigenomic mapping defines four main chromatin states in Arabidopsis. *The EMBO Journal* 30:1928-1938

Ruiz-García L, Cervera MT, Martínez-Zapater JM (2005) DNA methylation increases throughout Arabidopsis development. *Planta* 222:301-306

Sáez-Laguna E, Guevara MA, Díaz LM, Sánchez-Gómez D, Collada C, Aranda I, Cervera MT (2014) Epigenetic variability in the genetically uniform forest tree species *Pinus pinea* L. PLoS ONE 9 (8): e103145. doi:10.1371/journal.pone.0103145

Santamaría ME, Hasbún R, Valera MJ (2009) Acetylated H4 histone and genomic DNA methylation patterns during bud set and bud burst in *Castanea sativa*. *Journal of Plant Physiology* 166:1360-1369

Scoville AG, Barnett LL, Bodbyl-Roels S, Kelly JK, Hileman LC (2011) Differential regulation of a MYB transcription factor is correlated with transgenerational epigenetic inheritance of trichome density in *Mimulus guttatus*. *New Phytologist* 191:251-263

Van Steensel B (2011) Chromatin: constructing the big picture. *The EMBO Journal* 30:1885-1895

Verhoeven KJ, Jansen JJ, van Dijk PJ, Biere A (2010) Stress-induced DNA methylation changes and their heritability in asexual dandelions. *New Phytologist* 185:1108-1118

Waddington CH (1942) The epigenotype. *Endeavour* 1:18-20

Yakovlev IA, Fossdal CG, Johnsen Ø (2010) MicroRNAs, the epigenetic memory and climatic adaptation in Norway spruce. *New Phytologist* 187:1154-1169

Zhang M, Xu C, Wettstein D, Liu B (2011) Tissue-specific differences in cytosine methylation and their association with differential gene expression in Sorghum. *Plant Physiology* 156:1955-1966

Zhang YY, Fischer M, Colot V, Bossdorf O (2013) Epigenetic variation creates potential for evolution of plant phenotypic plasticity. *New Phytologist* 197:314-322

F. Lloret[1,2*], A. Escudero[3], J.M. Iriondo[3], J. Martínez-Vilalta[1,2], F. Valladares[4]

[1] *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), Cerdanyola del Vallès, Barcelona, España*
[2] *Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Cerdanyola del Vallès, Barcelona, España*
3 *Unidad de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, Madrid, España*
[4] *Museo Nacional de Ciencias Naturales, MNCN-CSIC, Madrid, España*
**Correo electrónico: Francisco.Lloret@uab.cat*

31 Mecanismos de estabilización y resiliencia de la vegetación frente a eventos climáticos extremos

Resultados clave

• El incremento de los episodios climáticos extremos, particularmente de sequía, puede contribuir al decaimiento de la vegetación, ocasionando una mortalidad significativa y pudiendo provocar una transformación de los ecosistemas afectados.

• Existen mecanismos que pueden estabilizar las poblaciones vegetales y dotarlas de resiliencia ante eventos climáticos extremos. Se trataría de aquellos que minimizan la mortalidad (idoneidad del hábitat, tolerancia fisiológica, plasticidad y variabilidad fenotípica), y/o aumentan el crecimiento de los supervivientes o maximizan la regeneración (mejores condiciones de hábitat, disminución de la competencia y de las interacciones antagonistas, aumento de la facilitación y de las interacciones mutualistas).

• Las prácticas de gestión que potencien los mecanismos de estabilización permitirían incrementar la resiliencia de los ecosistemas.

• Sin embargo, la resiliencia frente a eventos extremos no es ilimitada, y la propia tendencia climática a una mayor aridez, la recurrencia de estos episodios y la interacción con otros factores, como plagas e incendios, puede conducir a traspasar los límites de tolerancia de las especies provocando cambios rápidos en los ecosistemas.

Contexto

En los últimos años la comunidad científica ha puesto de relieve la existencia de fenómenos de decaimiento de la vegetación en diferentes ecosistemas del mundo, incluyendo los bosques de España, que pueden llegar a afectar superficies extensas (Allen et al. 2010, Martínez-Vilalta et al. 2012). Este decaimiento se caracteriza por la decoloración de las hojas, defoliación, disminución del crecimiento, y eventual muerte de los árboles. Aunque ha sido registrado principalmente en bosques, los matorrales y formaciones arboladas abiertas son también susceptibles al fenómeno. Sus causas son múltiples: periodos con precipitaciones anormalmente bajas, olas de calor o frío, disponibilidad hídrica de los suelos reducida, ataque por patógenos, historia de gestión y estructura de la masa forestal, entre otras. De entre estas causas, el cambio climático juega un papel fundamental ya que éste comporta en la región mediterránea un incremento progresivo de la aridez, así como una mayor variabilidad en las condiciones climáticas que implica una mayor recurrencia de eventos extremos. Esta tendencia se refleja en anomalías climáticas que implican periodos prolongados de intensa sequía (Della-Marta et al. 2007).

La aparición de una defoliación masiva, que a menudo se corresponde con una importante mortalidad de los árboles (por ejemplo, van Mantgem et al., 2009), induce a pensar en un posible reemplazamiento de las especies que actualmente dominan el dosel. Es bien conocido que las perturbaciones que comportan mortalidad de los individuos establecidos, abre una oportunidad de establecimiento a otras especies que eventualmente los pueden reemplazar. En un contexto de cambio climático se puede argumentar que las especies reemplazantes estarían más adaptadas a las nuevas condiciones climáticas. Los estudios sobre la dinámica forestal asociada a estos episodios de decaimiento son todavía escasos (van Mantgem & Stephenson 2007), pero el decaimiento no va acompañado necesariamente por una substitución de especies (Lloret et al. 2012). Además, no todas las masas forestales son igualmente vulnerables a estos episodios climáticos. Estas observaciones apoyan la idea de que existen mecanismos que permiten estabilizar las poblaciones forestales a corto o medio

plazo, dotándolas de una cierta resiliencia (i.e. capacidad de recuperar la función y estructura después de una perturbación) ante eventos climáticos extremos, al menos dentro de unos ciertos márgenes.

Desde un punto de vista demográfico, aquellos procesos que minimicen la mortalidad o que incrementen el reclutamiento en relación a estos episodios climáticos, contribuirán a la resiliencia de las poblaciones (Lloret et al. 2012). Por tanto, la diferente respuesta de las especies a estos procesos demográficos determinará el reemplazamiento de las especies, y finalmente el cambio de las comunidades vegetales, y en particular de los bosques.

Entre los procesos con capacidad para mitigar la mortalidad asociada a eventos climáticos extremos cabe destacar (Tabla 1):

- Idoneidad del hábitat, cuya variabilidad espacial promueve un mosaico de respuestas a nivel de paisaje y de localidad. A menudo está asociada a substratos edáficos que modulan la disponibilidad de agua en los periodos de máximo déficit hídrico (Lloret et al. 2004).

- Tolerancia de los organismos al estrés climático. Esta tolerancia puede ser debida a adaptaciones locales o a la coexistencia de múltiples genotipos con diferentes niveles de tolerancia. Por tanto, no es raro que esta tolerancia sea alta en poblaciones que viven en el límite bioclimático de la distribución de la especie si bien estas poblaciones pueden presentar también una mayor vulnerabilidad debido a una baja variabilidad genética (Hampe & Petit 2005).

- La plasticidad fenotípica determina la capacidad de las plantas para modificar su forma y función como respuesta a los cambios ambientales, y en particular a los climáticos (Nicotra et al. 2011).

- Variabilidad fenotípica dentro de las poblaciones, que puede deberse por ejemplo a la coexistencia de individuos de diferente edad. En general los árboles adultos son más resistentes a los eventos extremos que los juveniles, aunque esta resistencia puede verse comprometida en árboles más viejos (Lloret et al 2011). Por otro lado, la variabilidad fenotípica puede ser menor en poblaciones sujetas a importantes constricciones ambientales, como las que se dan en los límites bioclimáticos de distribución de las especies (Giménez-Benavides et al. 2011).

- Facilitación entre individuos de diferente especies, debido a la provisión de microambientes que atenúan los efectos negativos de los eventos climáticos extremos. A menudo implica formas de crecimiento o estados del ciclo vital diferentes.

Aunque el evento climático puede comportar la mortalidad de individuos, existen una serie de procesos que pueden compensar esta mortalidad a medio plazo, ya sea favoreciendo a los individuos supervivientes o a los nuevos individuos que reclutan. Sin embargo, la efectividad a largo plazo de los mecanismos que favorecen el reclutamiento es incierta ya que depende de la supervivencia y crecimiento de los nuevos individuos en los años siguientes. Podemos mencionar los siguientes procesos compensatorios:

- Efecto positivo de las nuevas condiciones climáticas para el crecimiento de los individuos adultos supervivientes, compensando la mortalidad asociada al evento. Esta situación se daría en localidades en las que las temperaturas limiten el crecimiento, como en algunas zonas de clima supramediterráneo, eurosiberiano o subalpino.

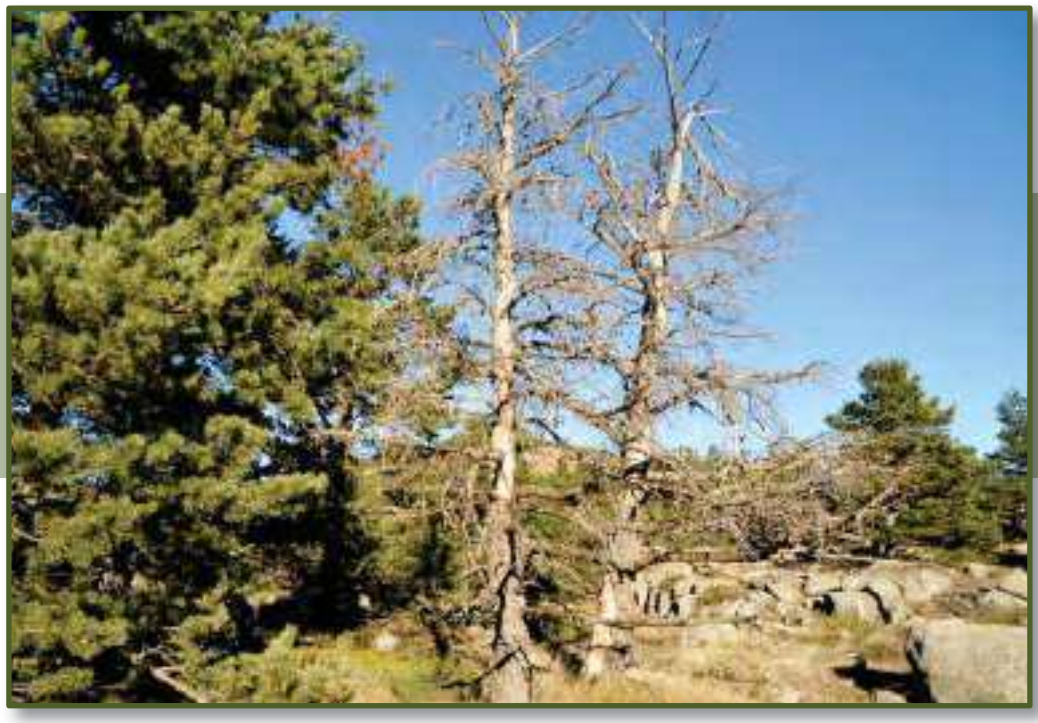
- Disminución de la competencia debido a que la mortalidad asociada al evento representa una disminución de la densidad y una mayor disponibilidad de recursos. Se ha visto que las poblaciones más densas son más vulnerables a la sequía (Vilà-Cabrera et al. 2011) y que los árboles supervivientes de estas poblaciones crecen más después de eventos de mortalidad (Suárez & Kitzberger 2010). También se ha comprobado que los tratamientos silvícolas que reducen la densidad de pies proporcionan mayor resiliencia en el crecimiento posterior a eventos de sequía (Kohler et al. 2010). Sin embargo este efecto puede verse limitado por una respuesta fisiológica de los

Tabla 1. Mecanismos de estabilización frente a eventos climáticos extremos. Estos mecanismos actuarían mitigando la mortalidad asociada a los eventos extremos, o compensándola posteriormente favoreciendo el crecimiento de los supervivientes o el reclutamiento de nuevos individuos. Pueden deberse a cambios en las condiciones abióticas, a respuestas poblacionales o a interacciones a escala de comunidad (adaptado de Lloret et al. 2012).

	Cambios abióticos	Respuestas poblacionales	Interacciones en la comunidad
Mitigación de la mortalidad	Calidad de estación	Tolerancia al estrés Plasticidad fenotípica Variabilidad fenotípica	Facilitación
Compensación de la mortalidad aumentando la supervivencia futura	Efecto positivo del nuevo clima en el crecimiento y supervivencia	Disminución de la competencia	Disminución de antagonismos
Compensación de la mortalidad aumentando el reclutamiento	Efecto positivo del nuevo clima en el reclutamiento	Relajación de la competencia en el reclutamiento	Favorecimiento de los mutualismos Fortalecimiento de redes de interacciones

Figura 1

A



B

Figura 1 (A) Ejemplares de *Pinus sylvestris* muertos en los eventos de calor y sequía de los años 2011 y 2012, Sierra de Guadarrama (Madrid); (B) Matorral mediterráneo afectado por un episodio de sequía y frío en el año hidrológico 2004-2005, Parque Nacional de Doñana (Andalucía).

Fuente: Fernando Valladares (A) y Francisco Lloret (B).

supervivientes que implique un mayor uso per cápita de los recursos hídricos (McDowell et al. 2006).

- Disminución de los efectos antagonistas de otras especies, como fitófagos y patógenos. Aunque en general se considera que un incremento global de las temperaturas aumentará la actividad de estas especies, la variabilidad climática, y en particular los eventos extremos, pueden tener efectos negativos en sus poblaciones (Carnicer et al. 2011).

- Incremento del reclutamiento de individuos favorecido por las nuevas condiciones climáticas y/o por el aumento de recursos resultante de la pérdida de biomasa de los adultos. La transformación del medio debida a la mortalidad asociada al evento puede actuar como una perturbación y permitir una ventana de oportunidad para el reclutamiento, por ejemplo, al abrir claros en el dosel del bosque (Suárez & Kitzberger 2010). Este reclutamiento compensaría a medio plazo la mortalidad de los adultos como consecuencia del evento. De hecho, el

reclutamiento suele producirse de forma episódica y el incremento de la variabilidad climática podría favorece estos procesos (Matías et al. 2012).

- Favorecimiento de las interacciones mutualistas implicadas en el reclutamiento, como son la polinización y la dispersión. Este proceso puede darse si las nuevas condiciones climáticas favorecen a polinizadores o dispersores, ya sea de forma directa o través de otras especies que controlen sus poblaciones (Le Conte & Navajas, 2008, Gimenez-Benavides et al., 2011).

- Fortalecimiento de las redes de interacciones. Nuestro conocimiento de la respuesta de las redes de interacciones a los eventos climáticos extremos es todavía limitada, pero el patrón de las interconexiones y su intensidad podría conferir resistencia y resiliencia al conjunto ante alteraciones súbitas del medio (Okuyama & Holland 2008).

Resultados y discusión

En los últimos años se han documentado en España diferentes episodios de decaimiento forestal asociados a eventos climáticos extremos, particularmente de sequía (Figura 1). No disponemos de estudios comparativos exhaustivos, pero algunos patrones que emergen pueden explicarse por los mecanismos de resiliencia referidos anteriormente:

- El decaimiento afecta a diferentes tipos de bosque (encinares, alcornocales, robledales, pinares de pino albar, laricio, carrasco, abetales, etc.) y también a comunidades arbustivas de matorrales mediterráneos (jarales, romerales, monte blanco, sabinares).

- Algunas especies, particularmente quercíneas y arbustos del matorral mediterráneo, son capaces de recuperar su copa después de los episodios de decaimiento. Suele ocurrir en especies arbóreas con una capacidad de rebrotar de la cepa o de la copa (Lloret et al. 2004, Galiano et al. 2012). No obstante, el funcionamiento fisiológico puede permanecer alterado varios años después del evento (Peñuelas et al. 2000), propiciando la vulnerabilidad de estos individuos cuando se repiten los episodios de sequía extrema (Lloret et al. 2004).

- En especies del matorral, en los años inmediatamente posteriores al evento, el reclutamiento aumenta en las zonas más afectadas por el decaimiento (del Cacho & Lloret 2012). Esta situación correspondería al proceso compensatorio descrito anteriormente en el que las condiciones resultantes de la defoliación favorecerían el establecimiento de nuevas cohortes. Nuestro conocimiento de la regeneración en bosques afectados por decaimiento es todavía limitado, pero en ocasiones se observan ventanas de oportunidad para el reclutamiento ocasionadas por la pérdida del dosel arbóreo, aunque no necesariamente favorecen de forma inmediata a la especie dominante (Galiano et al. 2013).

- El patrón espacial del decaimiento es complejo y refleja el comportamiento de las diferentes especies, la disponibilidad de agua en el suelo, la estructura de las poblaciones y las interacciones interespecíficas. A menudo este patrón presenta frentes de defoliación difusos como resultado de la variabilidad en la respuesta a la sequía entre individuos de una misma población, a diferencia de las defoliaciones causadas por plagas que suelen presentar rodales de afectación bien definidos. Este patrón espacial complejo ilustraría la capacidad de los múltiples procesos compensatorios descritos anteriormente para operar con diferente significación a lo largo del territorio.

- Las características del medio edáfico que determinan la disponibilidad de agua (por ejemplo la profundidad, la textura o el tipo de roca) son fundamentales para explicar la respuesta a los eventos de sequía extrema (Lloret et al 2004, Galiano et al. 2010, 2012, Candel-Pérez et al. 2012). Este hecho ilustra la importancia de la idoneidad del hábitat descrita anteriormente para mitigar la mortalidad de los adultos.

- Con frecuencia se observa una mayor afectación en rodales de mayor densidad o área basal, en concordancia con la hipótesis de que una disminución de la competencia puede favorecer la resiliencia ante eventos extremos (Galiano et al. 2012, Linares et al. 2010a, Candel-Pérez et al. 2012, Sánchez-Salguero et al. 2012), como se ha comentado en el apartado anterior.

- Los efectos del decaimiento pueden producirse durante varios años (Carnicer et al. 2011, Camarero et al. 2011, Hereş et al. 2012), llegándose a convertir en un fenómeno crónico en algunas zonas. No obstante, a menudo se observan defoliaciones asociadas a periodos concretos de sequía (Linares et al. 2010, del Cacho & Lloret 2012, Galiano et al. 2012).

Los eventos climáticos extremos tienen el potencial para inducir cambios persistentes en las comunidades vegetales, desencadenando un reajuste de la distribución de las especies a las nuevas condiciones climáticas. En la península ibérica los eventos de sequía son particularmente importantes, y su combinación con olas de frío ocasionales puede incluso producir importantes impactos de defoliación y mortalidad en comunidades mediterráneas (del Cacho & Lloret 2012). De hecho, la tendencia a un aumento de los episodios de sequía se está confirmando (Della-Marta et al. 2007), a la vez que los modelos climáticos apuntan a un mantenimiento de esta tendencia en el futuro (Sánchez et al. 2011, González-Aparicio & Hidalgo 2011). Sin embargo, el decaimiento es un fenómeno en el que intervienen múltiples factores que interactúan entre sí y que determinan los mecanismos de resiliencia mencionados: características climáticas, topográficas y edáficas, manejo y estructura del rodal, agentes bióticos y otras perturbaciones como incendios.

Así, la gestión realizada en los bosques puede llegar a ser tanto o más determinante en la vulnerabilidad al decaimiento que los parámetros climáticos, como muestran los estudios que detectan que las características estructurales de los bosques relacionadas con el manejo pueden tener más importancia en la mortalidad y el crecimiento de los árboles que las variables climáticas (Vilà-Cabrera et al. 2011, Gómez-Aparicio et al. 2011, Vayreda et al. 2012). Estas observaciones apuntarían a que

un control de la densidad puede aliviar las consecuencias negativas en el crecimiento y la supervivencia ocasionadas por un aumento de las temperaturas y de la aridez. También se ha observado que poblaciones de abeto en rodales explotados en el pasado pueden ser más vulnerables al decaimiento, después de haber tenido pulsos de crecimiento asociados a las fases de explotación (Camarero et al. 2011). Estos datos reflejan el potencial de la gestión a la hora de enfrentarse al reto de la adaptación a los nuevos escenarios climáticos.

Aunque hay mecanismos que pueden ayudar a mantener la resiliencia de las comunidades vegetales, también existen umbrales de tolerancia ecológica que comprometen esta resiliencia y que determinarían cambios de estado hacia formaciones menos estructuradas, de menor densidad de árboles, o dominadas por arbustos y especies herbáceas. El aumento de la frecuencia de estos episodios puede ser determinante en el mantenimiento de la resiliencia, al comprometer la recuperación fisiológica de los individuos adultos supervivientes o del regenerado, de forma similar a lo que ocurre con otras perturbaciones como los incendios.

Otro elemento que puede comprometer la resiliencia es la interacción con otras perturbaciones como las producidas por ataques por plagas y patógenos. Mientras que en otras regiones de clima actual más frío cabe esperar un incremento del impacto negativo de estos agentes bióticos antagonistas bajo las nuevas condiciones climáticas (Ayres & Lombardero 2000, Logan et al. 2003), en zonas mediterráneas, con menor control de sus poblaciones por la temperatura, el incremento de las plagas podría ser menor. Además, es conocido el papel de los patógenos en la seca de quercíneas (Sánchez et al. 2002), y en zonas con decaimiento atribuido a sequía se observa muy a menudo la presencia de patógenos, plagas y plantas hemiparásitas como el muérdago (Galiano et al. 2010, 2012, Candel-Pérez et al. 2012, Sangüesa-Barreda et al. 2012). Sin embargo, las condiciones extremas de temperatura, como las olas de calor, pueden tener también efectos negativos en las poblaciones de insectos, proporcionando oportunidades para la reproducción y eventual establecimiento de nuevas cohortes de plantas (Rabasa et al. 2009). Aunque la contribución de estos agentes y su interacción con los eventos climáticos extremos está todavía por determinar en detalle, sabemos que la infección incrementa la vulnerabilidad a la sequía y que el debilitamiento de los árboles inducido por la sequía favorece el éxito en la infección por patógenos, conduciendo a una retroalimentación entre defoliación e infección, y a una amplificación de los efectos negativos de la sequía (Dobertin et al. 2007, Linares et al. 2010b).

Los incendios constituyen una de las principales perturbaciones de los sistemas forestales de España y pueden interactuar con los eventos climáticos extremos en detrimento de su resiliencia. En primer lugar, las condiciones climáticas extremas de alta temperatura y baja humedad aumentan los incendios de gran magnitud en términos de extensión e intensidad, coincidiendo con el momento de máximo estrés climático sobre la vegetación (Piñol et al 1998, Pausas & Fernández-Muñoz 2013). Además, con posterioridad al evento de decaimiento, el combustible susceptible de quemarse aumenta como consecuencia de la acumulación de troncos, ramas y hojas secas. Por tanto, el riesgo de incendios de alta intensidad aumenta en los años posteriores del evento, aunque los parámetros climáticos recuperen los valores promedio. Finalmente, si las condiciones climáticas extremas se dan posteriormente a un incendio, la recuperación post-fuego puede verse seriamente comprometida. Así pues, la combinación de extremos climáticos debidos a olas de calor o sequía y de incendios incrementa la vulnerabilidad de los bosques, y de hecho puede ser un detonante que provoque que los mecanismos de resiliencia se muestren insuficientes, conduciendo a cambios rápidos en el paisaje vegetal.

Recomendaciones para la adaptación

La resiliencia y resistencia de los sistemas forestales ante los episodios climáticos extremos puede favorecerse potenciando los mecanismos estabilizadores que se han mencionado mediante acciones como:
1) promover especies o genotipos menos vulnerables a la sequía adecuando su localización a los nuevos escenarios climáticos, 2) potenciar una biodiversidad que posibilite la redundancia funcional ante un rango amplio de condiciones climáticas, 3) adecuar la estructura del bosque para minimizar los efectos negativos de la competencia por los recursos hídricos, 4) favorecer la coexistencia de diferentes clases de edad a escala de rodal o de estados sucesionales a nivel de paisaje, 5) potenciar los procesos que mejoran la regeneración y el reclutamiento de nuevos individuos, como por ejemplo la existencia de microhábitats adecuados, de determinadas interacciones bióticas o de estructuras de paisaje que favorezcan la dispersión, 6) potenciar las prácticas de conservación de suelos que favorezcan la disponibilidad hídrica, 7) implementar acciones para suplir directamente agua en suelos de áreas particularmente vulnerables y de alto valor ecológico e histórico. Obviamente, estas acciones deben condicionarse a las características específicas de los sistemas considerados y de los objetivos de gestión establecidos para ellas (Lloret 2012, Grant et al. 2013).

Referencias bibliográficas

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH et al. (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Ayres MP, Lombardero MJ (2000) Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *Forest Ecology and Management* 262:263-286

Camarero JJ, Bigler C, Linares JC, Gil-Pelegrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management* 262:659-669

Candel-Pérez D, Linares JC, Viñegla B, Lucas-Borja ME (2012) Assessing climate–growth relationships under contrasting stands of co-occurring Iberian pines along an altitudinal gradient. *Forest Ecology and Management* 274:48-57

Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings National Academy of Sciences* 108:1474-1478

Del Cacho M, Lloret F (2012) Resilience of Mediterranean shrubland to severe drougth episode: the role of seed bank and seedling establishment. *Plant Biology* 14:458–466

Della-Marta P, Haylock MR, Luterbacher J, Wanner H (2007) Doubled length of western European summer heat waves since 1880. *Journal of Geophysical Research* 112:D15103

Dobertin M, Wermelingen B, Bigler C, Bürgi M, Carron M, Forster B, Gimmi U, Rigling A (2007) Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *The Scientific World Journal* 7(S1):231–239.

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-induced decline of Scots pine stands in Central Pyrenees is mediated by multiple predisposing factors. *Ecosystems* 13:978-991

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Sabaté S, Lloret F (2012) Determinants of drought effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserves in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiologist* 32:478-489

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Eugenio M, Granzow de la Cerda I, Lloret F (2013)Seedling emergence and growth of *Quercus* spp. following severe drought effects on a *Pinus sylvestris* canopy. *Journal of Vegetation Science* 24:580-588

Giménez-Benavides J, Alberts M-J, Iriondo JM, Escudero A (2011) Demographic processes of upward range contraction in a long-lived Mediterranean high mountain plant. *Ecography* 34:85–93

Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruíz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. *Global Change Biology* 17: 2400–2414

Gónzalez-Aparicio I, Hidalgo J (2011) Dynamically based future daily and seasonal temperature scenarios analysis for the northern Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology* 32:1825–1833

Grant GE, Tague CL, Allen CD (2013) Watering the forest for trees: an emerging priority for managing water in forest landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:314-321

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Hereş A-M, Martínez-Vilalta J, Claramunt López B (2012) Growth patterns in relation to drought-induced mortality at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in NE Iberian Peninsula. *Trees* 26:621–630

Kohler M, Sohn J, Nägele G, Bauhus J (2010) Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea albies* (L) Karst) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research* 129:1109-1118

Le Conte Y, Navajas M (2008) Climate change: impact on honey bee populations and diseases. *Révue Scientifique et technique-Office International des Epizooties* 27:499-510

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2010a) Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98:592–603

Linares JC, Camarero JJ, Bowker MA, Ochoa V, Carreira JA (2010b) Stand-structural effects on *Heterobasidion abietinum*-related mortality following drought events in *Abies pinsapo*. *Oecologia* 164:1107-1119

Lloret F, Siscart D, Dalmases C (2004) Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology* 10:2092-2099

Lloret F, Keeling E, Sala A (2011) Tree resilience after successive low-growth episodes in ponderosa pine old forests. *Oikos* 120:1909-1920

Lloret F, Escudero A, Iriondo JM, Martínez-Vilalta J, Valladares F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797–805

Lloret F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90

Logan JA, Régnière, J, Powell, JA (2003) Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers Ecology Environment* 1:130–137

Martínez-Vilalta J, Lloret F, Breshears DD (2012) Drought-induced forest decline: causes, scope and implications. *Biology Letters* 12:689-691

Matías L, Zamora R, Castro J (2012) Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia* 169:833-844

McDowell NG, Adams HA, Bailey JD, Hess M, Kolb TE (2006) Homeostatic maintenance of ponderosa pine gas exchange in response to stand density changes. *Ecological Applications* 16:1164–1182

Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius, U, Poot P, Purugganan MD, Richards CL, Valladares F, van Kleunen M (2011) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684-692

Okuyama T, Holland, J (2008) Network structural properties mediate the stability of mutualistic communities. *Ecology Letters* 11:208-216

Pausas JG, Fernández-Muñoz S (2013) Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110:215-226

Peñuelas J, Filella I, Lloret F, Piñol J, Rodà F, Siscart D (2000) Effects of a severe drought on water and nitrogen use by *Quercus ilex* and *Phyllirea latifolia*. *Biologia Plantarum* 43:47-53

Rabasa SG, Gutiérrez D, Escudero A (2009) Temporal variation in the effect of habitat fragmentation on reproduction of the Mediterranean shrub *Colutea hispanica*. *Plant Ecology* 200:241-254.

Sánchez ME, Caetano P, Ferraz J, Trapero A (2002) Phytophthora disease of *Quercus ilex* in south-western Spain. *Forest Pathology* 32:5-18

Sánchez E, Domínguez M, Romera R, López de la Franca N, Gaertner MA, Gallardo C, Castro M (2011) Regional modeling of dry spells over the Iberian Peninsula for present climate and climate change conditions. *Climatic Change* 107:625-634

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW,Zavala MA (2012) Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158–169

Sangüesa-Barreda, G., Linares, J.C., Camarero, J.J. 2012. Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. *Tree Physiologist* 32:585-598.

Suarez ML, Kitzberger T (2010) Differential effects of climate variability on forest dynamics along a precipitation gradient in northern Patagonia. *Journal of Ecology* 98:1023-1034

van Mantgem PJ, Stephenson NL (2007) Apparent climatically induced increase of tree mortality rates in a temperate forest. *Ecology Letters* 10:909–916

van Mantgem PJ, Stephenson NL, Byrne JC, *et al.* (2009) Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. *Science* 323:521-524

Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Retana J (2012) Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18:1028–1041

Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1162–1172

S. Matesanz[1*], F. Valladares[1,2]

[1] *Área de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, Universidad Rey Juan Carlos, Tulipán, s/n, 28933, Móstoles, Spain*
[2] *Departmento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales. MNCN, CSIC. Serrano 115 bis, 28006 Madrid, Spain*
[*] *Correo electrónico: silvia.matesanzgarcia@gmail.com*

32 El papel de la plasticidad fenotípica en la respuesta de la vegetación mediterránea al cambio climático

Resultados clave

- La plasticidad fenotípica puede amortiguar los cambios ambientales a lo largo del ciclo de vida de una planta, y permitir la colonización de diferentes hábitats.
- A pesar de las constricciones del clima mediterráneo en la expresión de la plasticidad, numerosas plantas mediterráneas expresan plasticidad fenotípica y tienen potencial para producir nuevas normas de reacción.
- Sin embargo, la plasticidad fenotípica no sólo difiere entre especies y poblaciones, sino también entre rasgos funcionales y factores ambientales.
- Existe particularmente poca información sobre el valor adaptativo de la plasticidad, sus costes y constricciones y su expresión trans-generacional

Contexto

Debido a su alta diversidad biológica, los ecosistemas mediterráneos han sido reconocidos como puntos de concentración de biodiversidad y como objetivo primordial para la conservación (Cowling et al. 1996, Lavorel et al. 1998). Los ecosistemas mediterráneos se definen y configuran por el clima, que cambia de manera acelerada. Las predicciones de cambio climático en la región mediterránea incluyen un aumento de las temperaturas medias y una reducción de la precipitación, particularmente en la época estival, además de una mayor variabilidad e incertidumbre y un aumento en la frecuencia de eventos climáticos extremos como olas de calor y sequías (Gao et al. 2006, Hoerling et al. 2011, IPCC 2012, 2013). Además del cambio climático, las regiones mediterráneas están sujetas a otros factores como los cambios de uso del suelo, nitrificación, etc. que a su vez pueden interaccionar con los cambios en el clima. Por la prevalencia de múltiples factores o motores de cambio global (ver glosario) en estas regiones, y las incertidumbres de los impactos de las numerosas interacciones entre ellos, se espera que el cambio climático (así como otros motores de cambio global) tenga un efecto significativo en los ecosistemas mediterráneos (Lavorel et al. 1998, Sala et al. 2000, Matesanz et al. 2009, Matesanz & Valladares 2013).

Por estos motivos, la capacidad de tolerar condiciones ambientales nuevas y además cambiantes y sobrevivir a ellas es esencial para las plantas mediterráneas. Las plantas de ambientes mediterráneos poseen síndromes de rasgos funcionales (ver glosario) y adaptaciones distintivas que les pueden ayudar a tolerar el estrés ambiental. Por ejemplo, muchas plantas mediterráneas son perennifolias y esclerófilas, rasgos que se han asociado en numerosas ocasiones con la tolerancia a la sequía y la baja disponibilidad de recursos (Salleo & Nardini 2000; Valladares et al. 2000; Mooney et al. 2001). Además, las plantas mediterráneas presentan adaptaciones a nivel morfológico, fisiológico y anatómico, como un alto uso eficiente del agua y pigmentos fotoprotectores (Gulías et al. 2002, Hernandez et al. 2004). Estas adaptaciones puede proporcionar cierta resiliencia (ver glosario) a las plantas de ambientes mediterráneos para enfrentarse al cambio climático.

Además de las adaptaciones mencionadas, las especies de plantas mediterráneas pueden presentar diversas respuestas frente al cambio climático. En primer lugar, pueden migrar a zonas donde las condiciones ambientales sean más favorables (Hampe & Petit 2005, Jump & Peñuelas 2005), lo que no siempre es posible debido por ejemplo a la fragmentación del hábitat, los requerimientos edáficos, a sistemas dispersión de las semillas poco eficaces o a barreras geográficas y altitudinales (Figura 1). Segundo, las especies

mediterráneas pueden aclimatarse y, en último lugar, adaptarse, a las nuevas condiciones ambientales a través de la plasticidad fenotípica, es decir, la capacidad de un genotipo (o población/especie) de expresar un fenotipo distinto en función del ambiente (Sultan 1995, Matesanz et al. 2010; Figura 2). Por último, las plantas mediterráneas pueden evolucionar a través de la selección natural (Parmesan 2006, Ghalambor et al. 2007; Figura 1). La importancia relativa de estas diferentes respuestas en cada especie dependerá de una variedad de factores tales como la intensidad y dirección del cambio ambiental, el tipo de rasgos de historia de vida, la variabilidad genética de las poblaciones de una especie y las interacciones entre especies (Matesanz et al. 2010, Nicotra et al. 2010; Figura 3).

Numerosos estudios observacionales y manipulativos han puesto de manifiesto algunas de estas respuestas y han demostrado los efectos del cambio climático sobre la vegetación mediterránea (ver Thuiller et al. 2005, Jump et al. 2006, Matesanz et al. 2009). Aunque varios estudios han documentado los cambios de distribución en especies mediterráneas (ver por ejemplo Peñuelas & Boada 2003), poco se sabe sobre el valor adaptativo de la plasticidad en rasgos funcionalmente importantes para las plantas mediterráneas. Además, el conocimiento sobre el potencial evolutivo de las plantas mediterráneas para desarrollar nuevas normas de reacción (plasticidad adaptativa) es escasa, a pesar de sus implicaciones para la persistencia de las especies en un contexto de cambio climático (Crispo et al. 2010, Shaw & Etterson 2012).

Figura 1

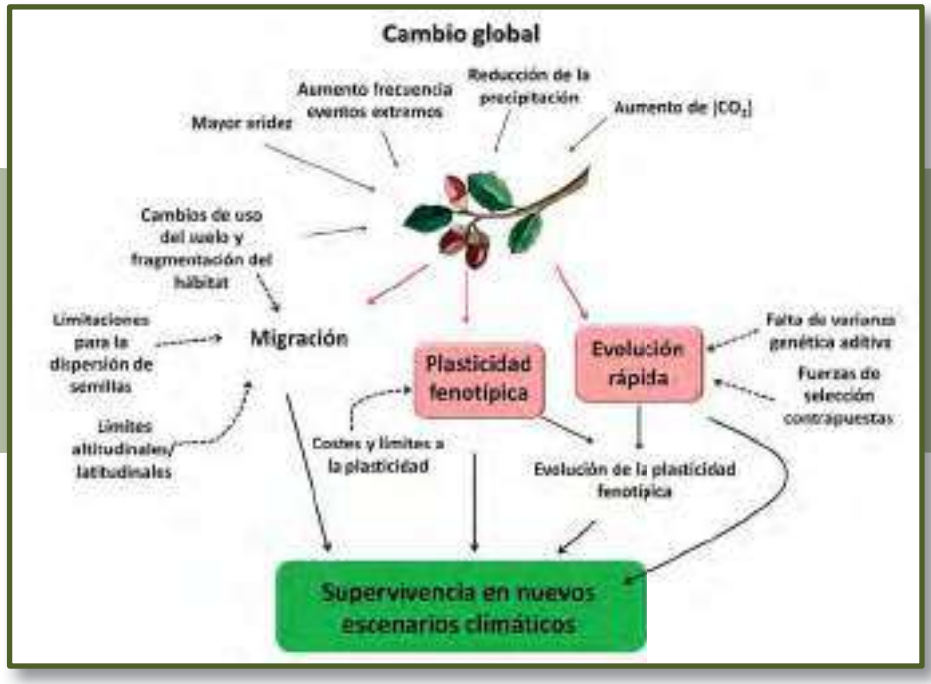


Figura 1. Efectos de los motores de cambio sobre las plantas mediterráneas y sus posibles respuestas. Flechas dirigidas a la planta representan motores de cambio que afectan a las plantas mediterráneas. Flechas hacia el exterior de la planta indican posibles respuestas para hacer frente los motores de cambio. Las flechas discontinuas representan limitaciones en las respuestas.

Fuente: Elaborado a partir de Matesanz & Valladares (2013).

En este trabajo revisamos las respuestas documentadas de plantas mediterráneas ante el cambio climático, centrándonos específicamente en las respuestas plásticas. En primer lugar revisamos los estudios centrados en la expresión de la plasticidad fenotípica de plantas mediterráneas como respuesta a escenarios de cambio climático y en particular en aquellos donde la plasticidad es adaptativa. A continuación nos centramos en la plasticidad transgeneracional y en estudios que muestran variabilidad genética intra- e inter-poblacional en plasticidad.

Resultados y discusión

Como respuesta al ambiente, las plantas pueden expresar cambios en su fenotipo que incluyen ajustes muy finos en su desarrollo, morfología y fisiología, y que pueden aumentar la supervivencia y la persistencia en esos nuevos escenarios ambientales. A nivel individual, la plasticidad puede amortiguar los cambios ambientales a lo largo del ciclo de vida de una planta, lo que aumenta aún más su tolerancia al estrés (por ejemplo, aclimatación a corto plazo a condiciones de agua y luz). A nivel poblacional –y en última instancia a nivel específico–, la plasticidad puede permitir la colonización y el establecimiento en hábitats diversos, modificando así la amplitud ecológica de una especie (Pigliucci 2001, Sultan 2003). Por otra parte, la plasticidad puede proporcionar una respuesta inicial rápida al cambio ambiental que actúe como punto de partida para el subsecuente cambio evolutivo (Ghalambor et al. 2007), así como alterar los patrones de divergencia evolutiva de las poblaciones al evitar que ciertos genotipos sean seleccionados (Sultan & Spencer 2002). Por estas razones, existe un creciente interés en la comprensión de la prevalencia y la importancia de la plasticidad de las plantas ante el cambio climático (Matesanz et al. 2010, Nicotra et al. 2010). Diversos estudios sostienen que el cambio climático

Figura 2

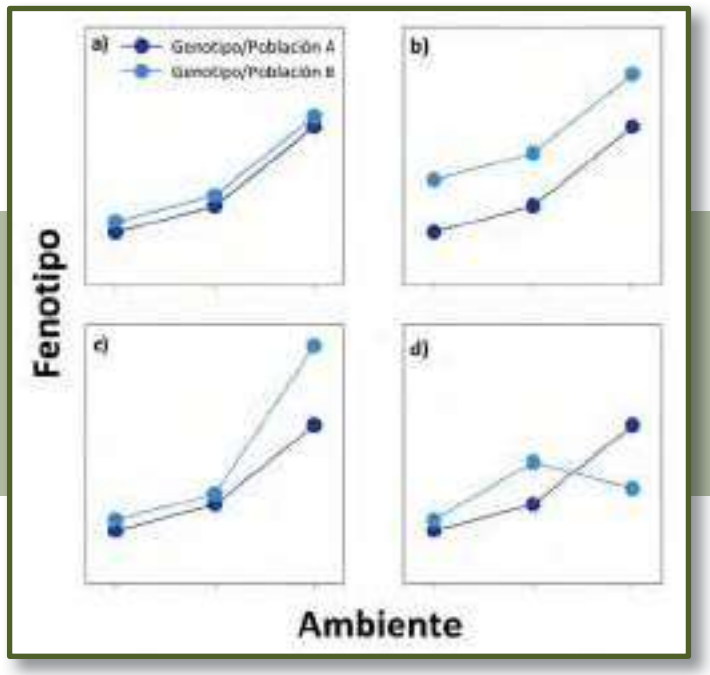


Figura 2. Patrones de diversidad en las normas de reacción. Para cualquier rasgo funcional de interés, cada genotipo (o población/especie) expresa una respuesta característica en cada ambiente (norma de reacción). Dentro de una población (o entre poblaciones), los genotipos pueden converger en normas de reacción idénticas a lo largo de un gradiente ambiental (**a**, no existe variación genética para un rasgo funcional o plasticidad) o pueden diferir consistentemente en todos los ambientes, lo que resulta en normas de variación paralelas (**b**, variación genética para rasgos funcionales). Cuando las diferencias entre genotipos difieren entre ambientes, se da una interacción genotipo × ambiente (variación genética para la plasticidad). Los genotipos pueden diferir en la magnitud de la respuesta en determinados ambientes, expresando fenotipos diferentes sólo en algunos ambientes (**c**), o se puede producir una inversión en el orden de los genotipos de un ambiente a otro (**d**). Una situación como la descrita en **d)** puede promover diversificación adaptativa entre hábitats distintos en ausencia de flujo génico. Tanto en **c)** como en **d)** hay potencial evolutivo para la plasticidad. Nótese que en todos los casos existe plasticidad para el rasgo.

Fuente: Elaborado a partir de Sultan (2007).

puede favorecer un alto nivel de plasticidad fenotípica adaptativa en las plantas (Parmesan 2006, Nicotra et al. 2010), aunque otros sugieren que las respuestas plásticas al cambio climático pueden ser menos importantes que la adaptación local o la migración debido a costes y límites en la plasticidad (Jump & Peñuelas 2005, Visser 2008).

Los organismos de ciclo de vida largo –como muchos arbustos y árboles mediterráneos– están expuestos a una gran variabilidad climática estacional e interanual, y por ello, la plasticidad fenotípica puede ser más beneficiosa para las plantas leñosas en comparación con taxones de ciclos de vida corto (Santos-del-Blanco et al. 2013). Sin embargo, las características del clima mediterráneo pueden imponer

Figura 3

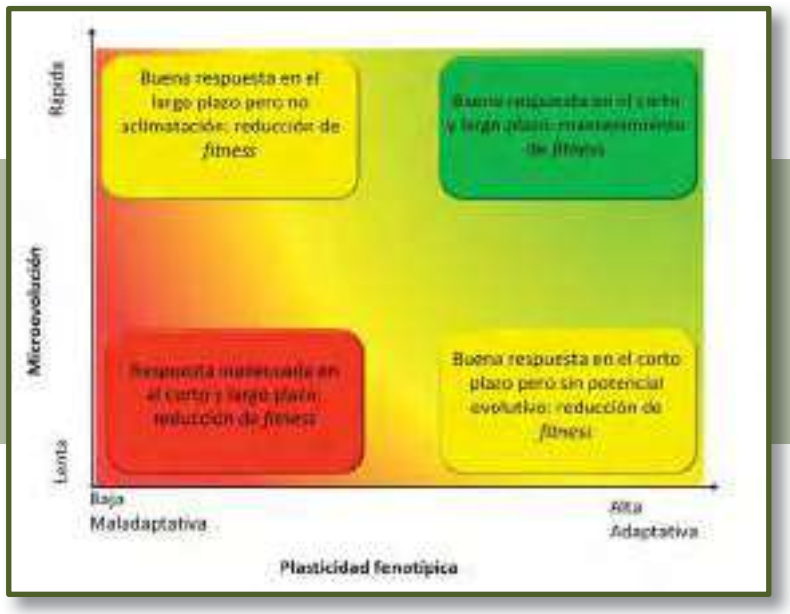


Figura 3. Predicciones cualitativas de la respuesta de una población al cambio ambiental según el nivel de plasticidad fenotípica (eje X) y la tasa de microevolución (eje Y) en la población. El fondo de color degradado indica que las poblaciones pueden expresar respuestas mixtas.

Fuente: Elaborado a partir de Berteaux et al. (2004).

restricciones a la expresión de la plasticidad adaptativa. En primer lugar, el clima mediterráneo puede ser muy impredecible, lo que puede limitar la plasticidad si las señales ambientales que provocan la respuesta plástica no son fiables o existen costes para el mantenimiento de un fenotipo inducido cuando las condiciones cambian de nuevo (Ghalambor et al. 2007, Valladares et al. 2007). En segundo lugar, los ambientes mediterráneos se caracterizan por la co-ocurrencia de múltiples estreses abióticos que pueden implicar compromisos funcionales e imponer presiones de selección opuestas (Valladares et al. 2007). De hecho, varios estudios han mostrado que ciertas plantas mediterráneas que crecen en condiciones adversas muestran una estrategia conservadora, con baja plasticidad y alta canalización fenotípica de rasgos fisiológicos y morfológicos (p.ej. Valladares et al. 2002, Aranda et al. 2008, Quero et al. 2008). Además, otros motores de cambio global pueden limitar la expresión de la plasticidad, como los cambios de uso del suelo. Por ejemplo, algunos estudios han demostrado que la fragmentación del hábitat puede disminuir la variabilidad genética de las poblaciones de plantas, lo que a su vez puede limitar la expresión de plasticidad adaptativa y su potencial evolutivo, aunque este punto ha sido poco explorado en plantas mediterráneas.

A pesar de estas limitaciones en la expresión de la plasticidad, numerosos estudios han demostrado la capacidad de las plantas mediterráneas para ajustar su morfología, fisiología, fenología y reproducción en respuesta a la variación de temperatura (e.g. Gimeno et al. 2008), nutrientes (Andivia et al. 2012), luz (Quero et al. 2008, Zavala et al. 2011) y la disponibilidad de agua (Gimeno et al. 2008, Ramirez-Valiente et al. 2010, Zavala et al. 2011; ver una descripción completa de estos estudios en Matesanz & Valladares 2013). Por ejemplo, para acomodar de manera funcional la alta radiación típica de los ambientes mediterráneos, las plantas pueden expresar modificaciones que minimizan el estrés lumínico, disminuyendo el área foliar específica y aumentando de ángulo de la hoja, produciendo hojas más gruesas y reduciendo el contenido de clorofila durante el verano para mejorar la acción foto-protectora de los carotenoides (Valladares et al. 2005, Valladares et al. 2008). Del mismo modo, para producir fenotipos funcionalmente adecuados a condiciones de sequía, las plantas mediterráneas pueden responder aumentando la asignación de biomasa a las raíces y la eficiencia del uso del agua (Gimeno et al. 2008, Aranda et al. 2010).

Sin embargo, no todas las respuestas plásticas observadas son adaptativas, es decir, que aumentan la eficacia biológica (*fitness,* ver glosario) de la planta (Sultan 2003), sino que también pueden ser neutrales (no adaptativo; Ghalambor et al. 2007) o tener un efecto negativo en la fitness (maladaptativo; Valladares et al. 2007). De hecho, existen ejemplos de plasticidad maladaptativa en plantas mediterráneas (Valladares et al. 2002, Sánchez-Gómez et al. 2006). Testar formalmente si la plasticidad es adaptativa no es sencillo, y la mayoría de los estudios revisados evalúan si una respuesta plástica es adaptativa basándose en predicciones ecofisiológicas y teóricas. Por ejemplo, Padilla et al. (2007) encontraron que una elongación de raíces rápida y una mayor superficie de absorción de la raíz se correlacionó con una mayor tasa de crecimiento relativo en condiciones de baja humedad en *Genista umbellata* y *Lycium intricatum*, dos arbustos mediterráneos, lo que sugiere que la plasticidad en rasgos radiculares como respuesta a la sequía fue adaptativa. En condiciones naturales, Santos-del-Blanco et al. (2013) encontraron que la plasticidad en el tamaño de la planta en el momento de reproducción fue adaptativa en condiciones de estrés en *Pinus halepensis* (ver Matesanz & Valladares 2013 para una descripción completa de trabajos de especies mediterráneas donde se interpreta que la plasticidad es adaptativa).

En los casos en que la plasticidad fenotípica es adaptativa y conduce a fenotipos funcionalmente aptos en ambientes contrastados, los mismos genotipos pueden ser exitosos en condiciones espaciotemporales cambiantes, y por lo tanto la divergencia adaptativa y la selección de fenotipos canalizados pueden ser obviadas (Sultan & Spencer 2002; Figura 2a). Este hecho puede contribuir al mantenimiento de la variación genética –y epigenética (ver glosario)– a nivel intra- e interpoblacional (Sultan & Bazzaz 1993; Byers 2005), lo que tiene profundas implicaciones para la adaptación al cambio climático, ya que la variación genética es el sustrato para la selección natural (Jump et al. 2009). En especies mediterráneas, varios estudios han demostrado que la plasticidad puede de hecho obstruir la diferenciación ecotípica (Baquedano et al. 2008, Mutke et al. 2010). Por ejemplo, Gimeno et al. (2008) encontraron que plántulas de *Quercus ilex* procedentes de poblaciones de hábitats naturales muy contrastados mostraron una capacidad similar de aclimatación al frío y calor, y Mutke et al. (2010) encontraron alta plasticidad fenológica en 34 procedencias de *Pinus pinea* que cubrían su área de distribución natural. En ambos estudios, la plasticidad fenotípica permitió a estas especies hacer frente a la heterogeneidad ambiental experimentada de forma exitosa, lo que evitó la diferenciación ecotípica.

Otro aspecto importante –pero aún poco explorado– en plantas mediterráneas es la relevancia de la plasticidad transgeneracional, es decir, la capacidad de los individuos progenitores (generalmente maternos) de alterar rasgos específicos en el desarrollo de su progenie (Galloway & Etterson 2007, Herman & Sultan 2011). Estos efectos paternos heredados (aunque no genéticamente) pueden aumentar el éxito de la descendencia cuando ésta experimenta estreses similares al ambiente paterno, y por lo tanto pueden tener efectos beneficiosos en el rendimiento (*performance*) de las plantas mediterráneas en escenarios de cambio climático. El estudio de la plasticidad transgeneracional requiere generalmente experimentos grandes y complejos, en los que réplicas de los individuos progenitores (clones o hermanos) se cultivan en condiciones contrastadas (p.ej. sequía y control), y su descendencia se cultiva posteriormente en los mismos ambientes para evaluar ajustes funcionalmente adaptativos (Herman & Sultan 2011). Hasta la fecha, no hemos encontrado estudios que documenten adecuadamente plasticidad transgeneracional en plantas mediterráneas, probablemente debido a los largos ciclos de vida de muchas de estas especies, lo que limita drásticamente la posibilidad de generar varias generaciones de la misma especie en ambientes controlados.

Los procesos epigenéticos, es decir, los cambios heredables en la expresión y función génica que no son consecuencia de cambios en la secuencia de ADN (Richards 2006), pueden estar relacionados no sólo con la expresión de la plasticidad fenotípica (Herrera & Bazaga 2013) sino también con la regulación de la función génica inducida por el ambiente dentro del ciclo de vida

de un mismo individuo (Bossdorf et al. 2008, Richards et al. 2010). Los mecanismos epigenéticos incluyen la metilación del ADN –hasta ahora el mecanismo más estudiado–, las modificaciones posteriores a la traducción de las proteínas histonas y los procesos regulatorios mediados por el ARN (Bossdorf et al. 2008, Herman & Sultan 2011). La variación epigenética puede regular respuestas rápidas de las plantas al estrés ambiental, lo que puede ser especialmente importante para los organismos de vida larga, como muchas especies de plantas mediterráneas. Por ejemplo, Correia et al. (2013) estudiaron la metilación del ADN y las modificaciones posteriores a la traducción en las histonas en relación con la tolerancia a altas temperaturas en el alcornoque (*Quercus suber*) y encontraron que estos mecanismos epigenéticos podrían desempeñar un papel fundamental en la aclimatación y la supervivencia de la especie en escenarios de un fuerte incremento en las temperaturas. Asimismo, Herrera & Bazaga (2013) estudiaron la espinescencia del acebo (*Ilex aquifolium*) y encontraron una relación a tres bandas entre el estrés inducido por la herbivoría, la plasticidad fenotípica y cambios epigenéticos, contribuyendo así a la idea de que la variación epigenética puede complementar la variación genética como fuente de variación fenotípica en poblaciones naturales, hecho relevante en relación a la capacidad evolutiva de los organismos expuestos a nuevos ambientes. Además, los procesos epigenéticos pueden aumentar el potencial evolutivo de las poblaciones de plantas en escenarios de cambio global y contribuir a su divergencia adaptativa (Herrera & Bazaga 2010, Richards et al. 2010), ya que proporcionan una fuente de variabilidad fenotípica adaptativa sin necesidad de cambios en las frecuencias génicas, lo que mantiene la variabilidad genética (potencial evolutivo) en la población.

La plasticidad fenotípica es un rasgo de la planta y está por tanto sujeta a la evolución por selección natural u otros mecanismos evolutivos como la deriva genética (Pigliucci 2001, Ghalambor et al. 2007). Si existe variación genética para la plasticidad en poblaciones naturales (interacción genotipo × ambiente) y existe una correlación positiva entre la fitness de las plantas y la respuesta plástica (plasticidad adaptativa), entonces la plasticidad fenotípica puede evolucionar por selección natural (Matesanz et al. 2010; Figuras 1 y 2). En un reciente meta-análisis, Crispo et al. (2010) calcularon las tasas de evolución de la plasticidad en respuesta a las perturbaciones antropogénicas, revelando que aunque la plasticidad ha evolucionado en diversas especies como respuesta a cambios ambientales, la evolución de la plasticidad depende en gran medida del rasgo funcional, así como el taxón objeto de estudio. En plantas mediterráneas, varios estudios han estimado la variación genética para la plasticidad a nivel intrapoblacional (es decir, su potencial evolutivo, Sánchez-Gómez et al. 2011, de la Mata et al. 2012, de Miguel et al. 2012). A nivel poblacional, la divergencia en los patrones de plasticidad (interacción población × ambiente) representa el potencial evolutivo de una especie. Si una población expresa una norma de reacción más adaptativa como respuesta a un factor ambiental determinado en comparación con otra población, la especie tiene potencial evolutivo para la plasticidad (Figura 2c,d). Múltiples estudios han encontrado variación genética para la plasticidad (ver Matesanz & Valladares 2013). Por ejemplo, Santos-del-Blanco et al. (2013) reportaron una alta variación poblacional para la plasticidad en rasgos de crecimiento pero no en los rasgos reproductivos de poblaciones de *Pinus halepensis.* Asimismo, Volis et al. (2002) encontraron que la divergencia entre poblaciones en la plasticidad varió entre rasgos reproductivos y de alocación de recursos en *Hordeum spontaneum*. Además, las mismas especies pueden mostrar variación genética para la plasticidad como respuesta a un factor ambiental o en una parte específica del gradiente ambiental y no variación en respuesta a otro factor diferente. Por ejemplo, Gimeno et al. (2008) encontraron patrones similares de plasticidad en poblaciones de *Quercus ilex* como respuesta a la sequía y el frío, pero Gratani et al. (2003) encontraron divergencia poblacional en la plasticidad como respuesta a los cambios estacionales en la temperatura para esta misma especie.

En conjunto, la evidencia disponible sugiere que las especies mediterráneas muestran cierta capacidad para responder plásticamente al cambio ambiental, pero de forma general, la plasticidad difiere no sólo entre especies y poblaciones, sino también entre los rasgos que se modifican en esa respuesta y entre los factores ambientales a los que las plantas responden. Por otra parte, la particular idiosincrasia del clima mediterráneo puede limitar la expresión de la plasticidad de forma aún incierta.

Recomendaciones para la adaptación

Las plantas mediterráneas son capaces de tolerar condiciones de estrés abiótico, y por tanto podrán tolerar el calentamiento y el aumento de la sequía hasta cierto punto. Sin embargo, es posible que sólo las especies capaces de expresar plasticidad fenotípica adaptativa y en particular aquellas capaces de evolucionar rápidamente –tanto rasgos funcionales clave como plasticidad para dichos rasgos– persistan en las condiciones ambientales cambiantes inducidas por el cambio climático. La información disponible revela que algunas especies de plantas mediterráneas poseen una plasticidad significativa y potencial para evolucionar nuevas normas de reacción. Sin embargo, esta información es fragmentaria y apunta a grandes diferencias entre especies, siendo algunas de ellas muy vulnerables a cambios ambientales rápidos. Líneas de investigación futuras deberían apuntar a aumentar nuestra comprensión sobre los límites de la plasticidad en plantas mediterráneas, centrándose especialmente en la determinación del valor adaptativo de la plasticidad en este tipo de ecosistemas, así como en la comprensión de si las normas de reacción existentes seguirán siendo adaptativas en condiciones futuras. Además es recomendable centrar nuestros esfuerzos en el mantenimiento de la variabilidad genética en las poblaciones de plantas, puesto que es el sustrato para la selección natural. Por otra parte, el campo de la plasticidad transgeneracional sigue siendo en gran parte inexplorado en plantas mediterráneas a pesar de que los estudios existentes con plantas de otros ecosistemas templados apuntan a que los procesos epigenéticos pueden contribuir significativamente a la adaptación fenotípica a nuevos ambientes.

Referencias bibliográficas

Andivia E, Fernandez M, Vazquez-Pique J, Alejano R (2012) Two provenances of *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf) Samp. nursery seedlings have different response to frost tolerance and autumn fertilization. *European Journal of Forest Research* 131:1091-1101

Aranda I, Alia R, Ortega U, Dantas AK, Majada J (2010) Intra-specific variability in biomass partitioning and carbon isotopic discrimination under moderate drought stress in seedlings from four Pinus pinaster populations. *Tree Genetics and Genomes* 6:169-178

Aranda I, Robson TM, Rodriguez-Calcerrada J, Valladares F (2008) Limited capacity to cope with excessive light in the open and with seasonal drought in the shade in Mediterranean Ilex aquifolium populations. *Trees-Structure and Function* 22:375-384

Baquedano FJ, Valladares F, Castillo FJ (2008) Phenotypic plasticity blurs ecotypic divergence in the response of Quercus coccifera and *Pinus halepensis* to water stress. *European Journal of Forest Research* 127:495-506

Berteaux D, Réale D, McAdam AG, Boutin S (2004) Keeping pace with fast climate change: can arctic life count on evolution? *Integrative and Comparative Biology* 44:140-151

Bossdorf O, Richards CL, Pigliucci M (2008) Epigenetics for ecologists. *Ecology Letters* 11:106-115

Byers DL (2005) Evolution in heterogeneous environments and the potential of maintenance of genetic variation in traits of adaptive significance. *Genetica* 123:107–124

Correia B, Valledor L, Meijon M, Rodriguez JL, Dias MC, Santos C, Canal MJ, Rodríguez R, Pinto G (2013) Is the Interplay between epigenetic markers related to the acclimation of cork oak plants to high temperatures? *PLoS ONE* 8:e53543

Cowling RM, Rundel PW, Lamont BB, Arroyo MK, Arianoutsou M (1996) Plant diversity in Mediterranean-climatere regions. *Trends in Ecology & Evolution* 11:362-366

Crispo E, DiBattista JD, Correa C, Thibert-Plante X, McKellar AE, Schwartz AK, Berner D (2010) The evolution of phenotypic plasticity in response to anthropogenic disturbance. *Evolutionary Ecology Research* 12:47-66

de la Mata R, Voltas J, Zas R (2012) Phenotypic plasticity and climatic adaptation in an Atlantic maritime pine breeding population. *Annals of Forest Science* 69:477-487

de Miguel M, Sanchez-Gomez D, Cervera MT, Aranda I (2012) Functional and genetic characterization of gas exchange and intrinsic water use efficiency in a full-sib family of Pinus pinaster Ait. in response to drought. *Tree Physiology* 32:94-103

Galloway LF, Etterson JR (2007) Transgenerational plasticity is adaptive in the wild. *Science* 318:1134-1136

Gao X, Pal JS, Giorgi F (2006) Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from high resolution double nested RCM simulations. *Geophysical Research Letters* 6:L03706

Ghalambor CK, McKay JK, Carroll SP, Reznick DN (2007) Adaptive versus non-adaptive phenotypic plasticity and the potential for contemporary adaptation in new environments. *Functional Ecology* 21:394-407

Gimeno TE, Pías B, Lemos-Filho JP, Valladares F (2008) Plasticity and stress tolerance override local adaptation in the responses of Mediterranean holm oak seedlings to drought and cold. *Tree Physiology* 29:87-98

Gratani L, Meneghini M, Pesoli P, Crescente MF (2003) Structural and functional plasticity of Quercus ilex seedlings of different provenances in Italy. *Trees Structure and Function* 17:515-521

Gulías J, Flexas J, Abadia A, Medrano H (2002) Photosynthetic responses to water deficit in six Mediterranean sclerophyll species: possible factors explaining the declining distribution of Rhamnus ludovici-salvatoris, an endemic Balearic species. *Tree Physiology* 22:687-697

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Herman JJ, Sultan SE (2011) Adaptive transgenerational plasticity in plants:case studies, mechanisms, and implications for natural populations. *Frontiers in Plant Sciences* 2:102. doi: 110.3389/fpls.2011.00102

Hernandez I, Alegre L, Munne-Bosch S (2004) Drought-induced changes in flavonoids and other low molecular weight antioxidants in Cistus clusii grown under Mediterranean field conditions. *Tree Physiology* 24:1303-1311

Herrera CM, Bazaga P (2010) Epigenetic differentiation and relationship to adaptive genetic divergence in discrete populations of the violet Viola cazorlensis. *New Phytologist* 187:867-876

Herrera CM, Bazaga P (2013) Epigenetic correlates of plant phenotypic plasticity: DNA methylation differs between prickly and nonprickly leaves in heterophyllous *Ilex aquifolium* (*Aquifoliaceae*) trees. *Botanical Journal of the Linnean Society* 171:441-452

Hoerling M, Eischeid J, Perlwitz J, Quan X, Zhang T, Pegion P (2011) On the increased frequency of Mediterranean drought. *Journal of Climate* 25:2146-2161

IPCC (2012) *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of*

the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York

Jump AS, Hunt J, Peñuelas J (2006) Rapid Climate change-related growth decline at the southern range edge of Fagus sylvatica. *Global Change Biology* 12:2163-2174

Jump AS, Marchant R, Peñuelas J (2009) Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends in Plant Science* 14:1360-1385

Jump AS, Peñuelas J (2005) Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8:1010-1020

Lavorel S, Canadell J, Rambal S, Terradad J (1998) Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:157-166

Matesanz S, Escudero A, Valladares F (2009) Impact of three global change drivers on a Mediterranean shrub. *Ecology* 90:2609-2621

Matesanz S, Gianoli E, Valladares F (2010) Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. *Annals of the New York Academy of Sciences*. The Year in Evolutionary Biology 2:35-55

Matesanz S, Valladares F (2013) Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. *Environmental and Experimental Botany* doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.09.004

Mooney HA, Kalin Arroyo MT, Bond WJ, Canadell J, Hobbs RJ, Lavorel S, Neilson RP. (2001) Mediterranean-climate ecosystems. En: Chapin III FS, Sala OE, Huber-Sannwald E, editores. *Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century*. New York, Springer-Verlag

Mutke S, Gordo J, Chambel MR, Prada MA, Alvarez D, Iglesias S, Gil L (2010) Phenotypic plasticity is stronger than adaptative differentiation among Mediterranean stone pine provenances. *Forest Systems* 19:354-366

Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius U, Poot P, Purugganan MD, Richards CC, Valladares F, van Kleunen M (2010) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684-692

Padilla FM, Miranda JD, Pugnaire FJ (2007) Early root growth plasticity in seedlings of three Mediterranean woody species. *Plant and Soil* 296:103-113

Parmesan C (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637-669

Peñuelas J, Boada M (2003) A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140

Pigliucci M (2001) *Phenotypic Plasticity: Beyond Nature and Nurture.* The Johns Hopkins University Press

Quero JL, Villar R, Maranon T, Murillo A, Zamora R (2008) Plastic response to light and water in four Mediterranean *Quercus* species (*Fagaceae*). *Revista Chilena de Historia Natural* 81:373-385

Ramirez-Valiente JA, Sanchez-Gomez D, Aranda I, Valladares F (2010) Phenotypic plasticity and local adaptation in leaf ecophysiological traits of 13 contrasting cork oak populations under different water availabilities. *Tree Physiology* 30:618-627

Richards CL, Bossdorf O, Pigliucci M (2010) What role does heritable epigenetic variation play in phenotypic evolution? *Bioscience* 60:232-237

Richards EJ (2006) Inherited epigenetic variation - revisiting soft inheritance. *Nature Reviews Genetics* 7:395-401

Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, LeRoy Poff N, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774

Salleo S, Nardini A (2000) Sclerophylly: evolutionary advantage or mere epiphenomenon? *Plant Biosystems* 134:261-277

Sánchez-Gómez D, Velasco-Conde T, Cano-Martin FJ, Guevara MA, Cervera MT, Aranda I (2011) Inter-clonal variation in functional traits in response to drought for a genetically homogeneous Mediterranean conifer. *Environmental and Experimental Botany* 70:104-109

Sánchez-Gómez D, Zavala MA, Valladares F (2006) Functional traits and plasticity linked to seedlings' performance under shade and drought in Mediterranean woody species. *Annals of Forest Science* 65:311

Santos-del-Blanco L, Bonser SP, Valladares F, Chambel MR, Climent J (2013) Plasticity in reproduction and growth among 52 range-wide populations of a Mediterranean conifer: adaptive responses to environmental stress. *Journal of Evolutionary Biology* doi:10.1111/jeb.12187

Shaw RG, Etterson JR (2012) Rapid climate change and the rate of adaptation: insight from experimental quantitative genetics. *New Phytologist* 195:752-765

Sultan SE (1995) Phenotypic plasticity and plant adaptation. *Acta Botanica Neerlandica* 44:363-383

Sultan SE (2003) Phenotypic plasticity in plants: a case study in ecological development. *Evolution & Development* 5:25-33

Sultan SE, Bazzaz FA (1993) Phenotypic plasticity in Polygonum persicaria. 2. Norms of reaction to soil-moisture and the maintenance of genetic diversity. *Evolution* 47:1032-1049

Sultan SE, Spencer HG (2002) Metapopulation structure favors plasticity over local adaptation. *The American Naturalist* 160:271-283

Sultan SE (2007) Development in context: the timely emergence of eco-devo. *Trends in Ecology & Evolution* 22:575-582

Thuiller W, Lavorel S, Araujo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:8245-8250

Valladares F, Arrieta S, Aranda I, Lorenzo D, Sanchez-Gomez D, Tena D, Suárez F, Alberto Pardos J (2005) Shade tolerance, photoinhibition sensitivity and phenotypic plasticity of Ilex aquifolium in continental Mediterranean sites. *Tree Physiology* 25:1041-1052

Valladares F, Balaguer L, Martínez-Ferri E, Pérez-Corona E, Manrique E (2002) Plasticity, instability and canalization: is the phenotypic variation in seedlings of sclerophyll oaks consistent with the environmental unpredictability of Mediterranean ecosystems? *New Phytologist* 156:457-467

Valladares F, Gianoli E, Gomez JM (2007) Ecological limits to plant phenotypic plasticity. *New Phytologist* 176:749-763

Valladares F, Martínez-Ferri E, Balaguer L, Pérez-Corona E, Manrique E (2000) Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? *New Phytologist* 148:79-91

Valladares F, Zaragoza-Castells J, Sanchez-Gomez D, Matesanz S, Alonso B, Portsmuth A, Delgado A, Atkin OK (2008) Is Shade Beneficial for Mediterranean Shrubs Experiencing Periods of Extreme Drought and Late-winter Frosts? *Annals of Botany* 102:923-933

Visser ME (2008) Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B* 275:649-659

Volis S, Mendlinger S, Ward D (2002) Differentiation in populations of Hordeum spontaneum Koch along a gradient of environmental productivity and predictability: plasticity in response to water and nutrient stress. *Biological Journal of the Linnean Society* 75:301-312

Zavala MA, Espelta JM, Caspersen J, Retana J (2011) Interspecific differences in sapling performance with respect to light and aridity gradients in Mediterranean pine-oak forests: implications for species coexistence. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 41:1432-1444

Glosario

Cambio global: Cambios ambientales antropogénicos que alteran los ecosistemas, incluidos los cambios locales que tienen efectos globales. Los motores de cambio global incluyen el cambio climático, los cambios de uso del suelo, las invasiones biológicas y la contaminación.

Epigenética: estudio de los cambios heredables de la actividad de los genes que no son causados por cambios en la secuencia de ADN.

Fitness: El grado en que un individuo contribuye con sus genes a las generaciones futuras, o una medida individual de rendimiento que se espera que esté correlacionada con la contribución genética a las generaciones futuras (como la capacidad reproductiva).

Rasgo funcional: Caracteres morfológicos, fisiológicos y fenológicos que tienen un impacto en la eficacia biológica (fitness) de una planta.

Resiliencia: capacidad de recuperar la estructura y función después de una perturbación.

M. Triviño[1,2*], M. Cabeza[1,3], W. Thuiller[4], T. Hickler[5,6,7,8], M. B. Araújo[1,9,10]

[1]*Departmento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, José Gutiérrez Abascal, 2, 28006 Madrid, España*

[2]*Department of Biological and Environmental Sciences, University of Jyväskylä, P.O. Box 35, 40014 Jyväskylä, Finland*

[3]*Metapopulation Research Group, Department of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki, P.O. Box 65, FIN-00014 Helsinki, Finland*

[4]*Evolution, Modeling and Analysis of BIOdiversity (EMABIO), Laboratoire d'Ecologie Alpine (LECA), CNRS UMR5553, Univ. Grenoble Alpes, F-38041 Grenoble, France*

[5]*Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, Germany*

[6]*Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung (SGN), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, Germany*

[7]*Goethe University, Department of Physical Geography, Altenhöferallee 1, 60438 Frankfurt am Main, Germany*

[8]*Department of Physical Geography and Ecosystems Analysis, Geobiosphere Science Centre, Lund University, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden*

[9]*'Rui Nabeiro' Biodiversity Chair, CIBIO, University of Évora, Largo dos Colegiais, PT-7000 Évora, Portugal*

[10]*Center for Macroecology, Evolution and Climate, University of Copenhagen, Universitetsparken 15, 2100 Copenhagen, Denmark*

[*]*Correo electrónico: m.trivinocal@gmail.com; maria.trivino@jyu.fi*

33 Evaluación del riesgo ante el cambio climático para las aves de la península ibérica

Resultados clave

- Las especies de aves que sufrirán mayores impactos, según las proyecciones de los modelos bioclimáticos para el período 2051-2080, están actualmente incluidas en las categorías de menor amenaza en las listas rojas.
- Las especies potencialmente más expuestas al cambio climático poseen características biológicas, como una alta tasa de fecundidad o un bajo nivel de especialización al hábitat, lo que posiblemente les ayude a persistir.
- Es importante considerar tanto el grado de exposición al cambio climático como la capacidad de las especies para persistir bajo nuevas condiciones ambientales.
- Se necesitan medidas de conservación y adaptación que sean adecuadas y específicas para los distintos tipos de respuestas de las especies ante el cambio climático.

Contexto

Se denomina cambio global al conjunto de cambios ambientales que se derivan de las actividades humanas sobre el planeta, con especial referencia a cambios en los procesos que determinan el funcionamiento de la Tierra. Estos cambios incluyen: cambios en la composición atmosférica, cambios en los ciclos bioquímicos, cambios de usos del suelo, cambios en el clima y pérdidas de biodiversidad. Estas alteraciones suponen una gran amenaza tanto para los sistemas ecológicos como para la sociedad humana. Conseguir entender y predecir los impactos que los diferentes componentes del cambio global, como el cambio climático o los cambios de usos del suelo, tienen sobre las comunidades ecológicas supone en la actualidad uno de los mayores retos para la biología de la conservación. El cambio climático es, probablemente, el componente del cambio global que ha recibido mayor atención científica, mediática y política. Cada vez hay más evidencias de los efectos negativos del cambio climático sobre la biodiversidad y se espera que sus efectos sean todavía más dramáticos durante el siglo XXI (ej., Chen et al. 2011). A pesar de su relevancia, está resultando muy complicado obtener predicciones certeras y soluciones efectivas para este problema. Por ello, el número de estudios que investigan los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad ha aumentado rápidamente en las últimas décadas. La mayor parte de estos estudios utilizan como metodología los modelos bioclimáticos (ej., Garcia et al. 2011). Estos modelos establecen relaciones estadísticas entre la distribución actual de las especies y el clima contemporáneo para inferir la distribución potencial actual y futura de las especies. Los modelos bioclimáticos nos dan una estimación del nivel de exposición de las especies al cambio climático, pero no proveen información acerca de la vulnerabilidad de las especies ante este cambio (Aráujo & Peterson 2012). Por lo tanto, ante un mismo nivel de exposición, las especies tienen distintos tipos de estrategias y respuestas para hacer frente a este cambio (Arribas et al. 2012) como aumentar su rango de tolerancia climática, migrar a regiones con condiciones ambientales más favorables o modificar su comportamiento (por ejemplo, adelantando o retrasando la fecha de migración, Gordo 2007). Para llevar a cabo un análisis del riesgo en un contexto de cambio climático sería deseable, en la medida de lo posible, combinar medidas de exposición a las amenazas con medidas de la vulnerabilidad de las especies ante esas amenazas (ej., Dawson et al. 2011, Foden et al. 2013).

La vulnerabilidad de una especie ante el calentamiento global se puede definir como su capacidad para responder y adaptarse a las nuevas condiciones climáticas, por lo tanto, las especies más vulnerables serán aquellas con poca capacidad de respuesta. En este

estudio definimos vulnerabilidad como la capacidad intrínseca de las especies para hacer frente a los cambios ambientales independientemente de su grado de exposición (Araújo & Williams 2000). En este sentido, la vulnerabilidad depende fundamentalmente de dos factores: (i) las características biológicas que poseen las especies, y (ii) su estado de conservación actual, ya que aquellas especies que están amenazadas en el presente seguramente serán más vulnerables a nuevas amenazas. Existen evidencias de que ciertas características biológicas, como un gran tamaño corporal o una baja tasa de fecundidad, hacen que las especies sean más propensas a la extinción (ej., Cardillo et al. 2006, Pimm et al. 2006). También existen evidencias de que otras características no intrínsecas, como la amplitud de nicho (la variedad de recursos [hábitats] utilizados por la especie), están relacionadas con la susceptibilidad a amenazas externas (Thuiller et al. 2005). Un estudio reciente identificó cuáles eran las características que hacen susceptibles a las especies ante el cambio climático, entre otras, el nivel de especialización al hábitat y el grado de tolerancia a la variación ambiental (Foden et al. 2008). Otro estudio encontró que los factores que estaban asociados a una reducción de las poblaciones de aves durante una ola de calor en Francia fueron una baja tolerancia ecológica, una baja tolerancia al calor y un bajo número de nidadas (Jiguet et al. 2007).

Este informe está basado en un estudio reciente (Triviño et al. 2013) dónde examinamos la combinación de los efectos tanto de la exposición como de la vulnerabilidad de las aves ibéricas al cambio climático, centrándonos en su capacidad para mantener o no reducir su área de distribución actual a pesar del cambio climático. La medida de vulnerabilidad se obtuvo combinando las características biológicas que poseen las especies con su estado actual de conservación según las listas rojas de la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN):

Riesgo = Exposición + Vulnerabilidad
[Susceptibilidad (medida basada en características biológicas) * Estado actual de amenaza según las listas rojas].

En este estudio tratamos de contestar las siguientes preguntas: *(i)* ¿Son aquellas especies de aves altamente expuestas al cambio climático las mismas que poseen características que las hacen más vulnerables a estos cambios? *(ii)* ¿Están actualmente clasificadas como amenazadas según la lista roja de la IUCN aquellas especies con un alto y negativo grado de exposición al cambio climático? *(iii)* ¿Coinciden las zonas geográficas que contienen una mayor proporción de especies altamente expuestas al cambio climático con aquellas zonas que contienen especies vulnerables?

Las especies de aves fueron clasificadas en tres grupos dependiendo de su grado de exposición al cambio climático siguiendo la metodología usada en el atlas sobre los impactos del cambio climático en la biodiversidad española (Araújo et al. 2011), que clasifica las especies en los siguientes grupos:

(i) 'gana': Especies que expanden su área potencial de distribución en el futuro.

(ii) 'estable': Especies que mantienen su área potencial de distribución en el futuro.

(iii) 'pierde': Especies que pierden área potencial de distribución en el futuro.

Tabla 1. Características de las aves recopiladas y analizadas para este estudio como una aproximación a la susceptibilidad a cambios ambientales para 94 especies de aves paseriformes.

Características	Fuente de los datos	Signo (*)	Razón para incluirlo
1. Número medio de nidadas	www.enciclopediadelasaves.es	↓	Un número mayor de nidadas reduce la posibilidad de desajustes con los picos de abundancia de comida
2. Tamaño de nidadas	www.enciclopediadelasaves.es	↓	Baja tasa reproductiva: especies más susceptibles.
3. Envergadura	www.enciclopediadelasaves.es	↑	Medida del tamaño corporal: especies más grandes son más susceptibles.
4. Amplitud de hábitat	Extraído del Apéndice 1 del Atlas de las Aves Reproductoras de España (Martí & del Moral 2003)	↓	Grado de especialización del hábitat
5. Amplitud del nicho climático	Metodología usada descrita en el Apéndice B del trabajo Triviño et al. 2013	↓	Tolerancia ambiental
6. Marginalidad	Más detalles en Apéndice B	↑	Tolerancia ambiental
7. Tamaño relativo del rango	Más detalles en Apéndice B	↓	Tolerancia ambiental

(*) La asociación con la susceptibilidad de las especies: 'flecha hacia arriba' significa que cuanto mayor sea el valor del factor considerado mayor es la susceptibilidad de las especies y 'flecha hacia abajo' significa que cuanto mayor sea el valor del factor considerado menor es la susceptibilidad de las especies.

Para cada categoría ('gana', 'estable', 'pierde'), calculamos el porcentaje de especies que están incluidas en las distintas categorías de amenaza de la IUCN, tanto a nivel nacional como internacional, ya que los esfuerzos de conservación no se deberían ceñir a los límites políticos sino biogeográficos. Este análisis se llevó a cabo basándose en las distintas listas rojas (Portugal, España y Global) y en una combinación de todas ellas. Para formar el índice combinado se siguió la metodología descrita en el estudio de Rocha et al. 2009.

Para caracterizar la susceptibilidad de las aves ante el cambio climático seleccionamos siete características biológicas de las aves que muestran evidencias de ser buenas indicadoras de la susceptibilidad de las aves ante el calentamiento global (Tabla 1). La compilación de datos se restringió a un subgrupo de 94 aves paseriformes de un total de 168 especies de aves disponibles debido a que una de las características (amplitud de hábitat) sólo estaba disponible para esas especies.

Resultados y discusión

Hasta ahora la mayoría de los estudios que analizan los impactos del cambio climático sobre la biodiversidad se han centrado, únicamente, en el grado de exposición de las especies al cambio climático. Sin embargo, los estudios capaces de incorporar varios componentes de riesgo (exposición, vulnerabilidad, etc.) serán, probablemente, los que generen resultados más fiables. En este informe mostramos cómo los análisis de riesgo, que combinan medidas del grado de exposición con medidas que reflejan la capacidad intrínseca de las especies para persistir, ofrecen resultados distintos a las evaluaciones de riesgo que tan sólo tienen en cuenta el grado de exposición al cambio climático. Más específicamente, nuestros resultados muestran que las especies que se verán más negativamente afectadas por el cambio climático, según los modelos, poseen características biológicas que las pueden ayudar a persistir (Figura 1) y están incluidas en las categorías de menor amenaza en las listas rojas (Figura 2)

Figura 1A

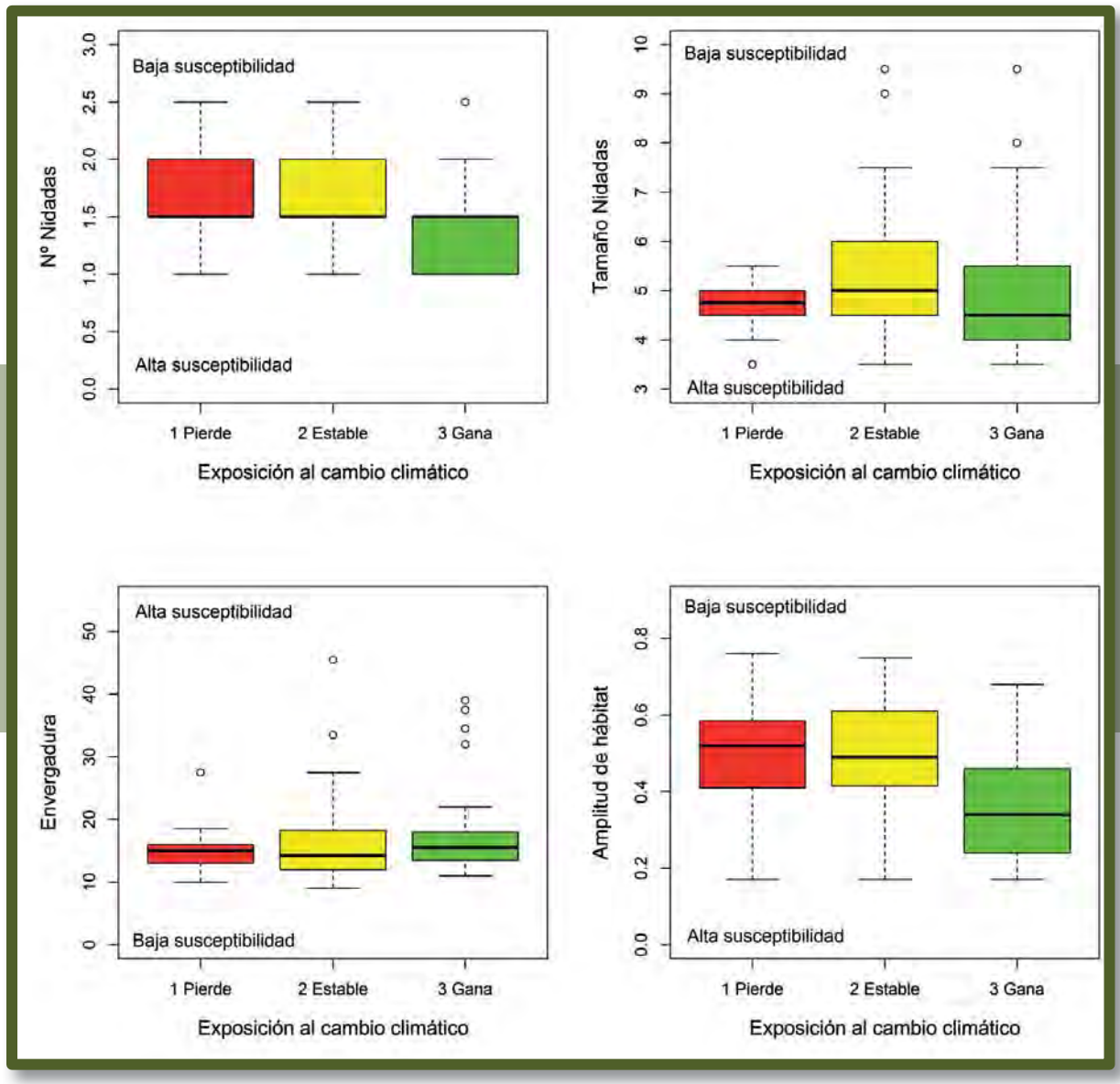


Figura 1A. Diagramas de cajas comparando cómo varían las características biológicas entre los tres grupos de especies basados en su grado de exposición potencial al cambio climático (Pierde, Estable y Gana).

Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

Figura 1B

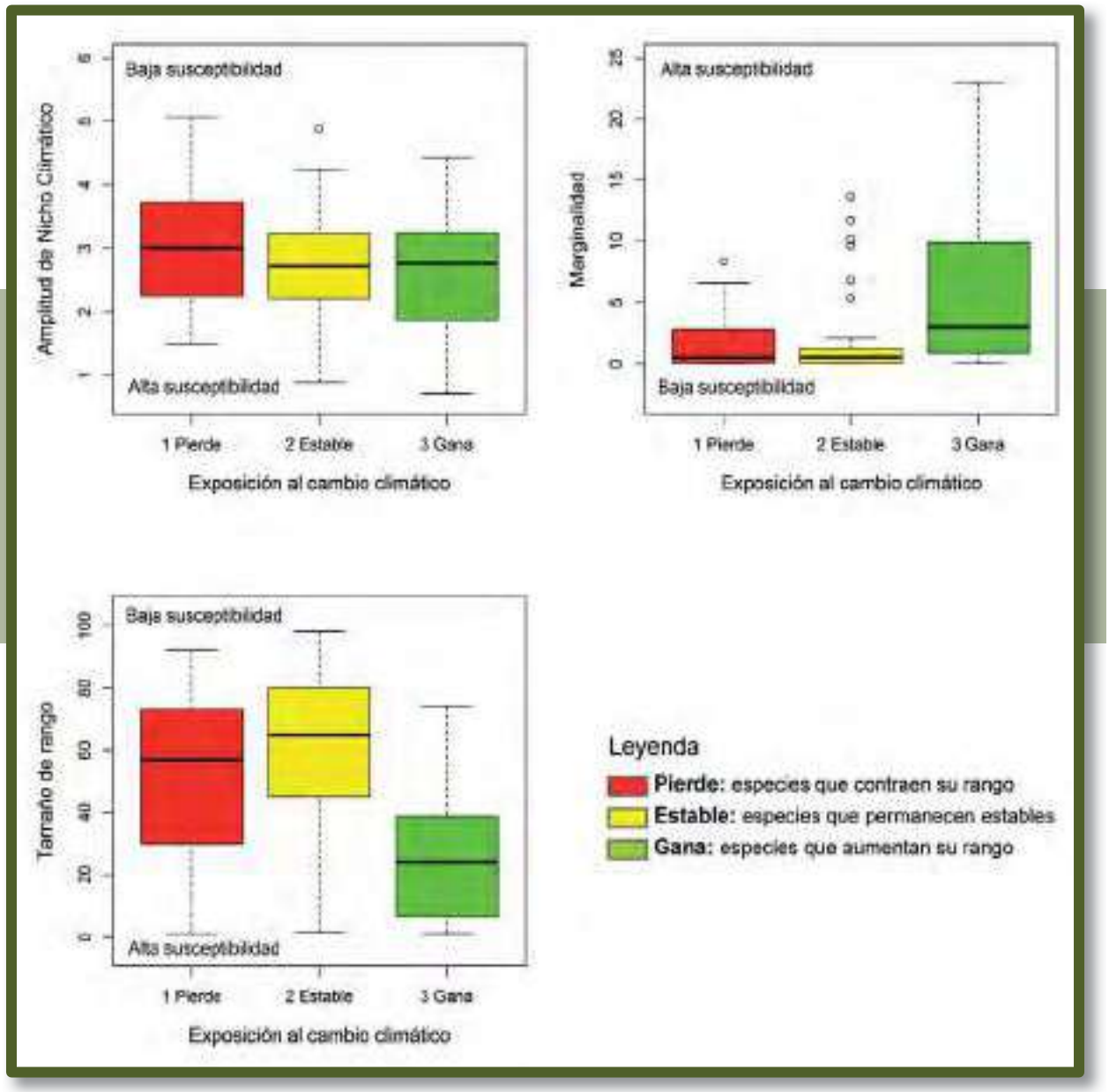


Figura 1B. Diagramas de cajas comparando cómo varían las características biológicas entre los tres grupos de especies basados en su grado de exposición potencial al cambio climático (Pierde, Estable y Gana).

Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

Sin embargo, nuestros análisis también muestran que una gran proporción de especies que todavía no están amenazadas podrían estarlo en el futuro como resultado del cambio climático. A pesar de que los resultados dependen del grupo taxonómico y de la región geográfica de estudio, se puede concluir que (i) la capacidad de respuesta de las especies ante el cambio climático va a depender de sus características biológicas y que (ii) la relación entre el grado de exposición a una amenaza y la vulnerabilidad ante ella no se puede dar por sentado.

¿Son aquellas especies de aves altamente expuestas al cambio climático las mismas que poseen características que las hacen más vulnerables a estos cambios?

Los tres grupos de especies de aves clasificadas según los modelos ('gana', 'estable' y 'pierde') difieren significativamente en su grado de vulnerabilidad según las características biológicas analizadas. Las especies que potencialmente expandirán su rango de distribución en el futuro ('gana') y, por tanto, se verán menos afectadas por el cambio climático poseen, en cambio, características biológicas que las hacen más susceptibles ante el calentamiento global, como son una alta especialización del hábitat o una baja amplitud del nicho climático (ver Figura 1).

¿Están actualmente clasificadas como amenazadas en la lista roja de la IUCN aquellas especies con un alto y negativo grado de exposición al cambio climático?

Las especies que según los modelos van a aumentar su área de distribución en el futuro ('gana') pertenecen a las categorías de menor amenaza según los criterios de la lista roja de la IUCN (ver Figura 2). Hay diferencias significativas entre las categorías de las especies que ganan y las categorías de especies estables y especies que potencialmente perderán parte de su área

de distribución actual en el futuro, bajo condiciones climáticas más extremas.

¿Coinciden las zonas geográficas que contienen una mayor proporción de especies altamente expuestas al cambio climático con aquellas zonas que contienen especies vulnerables?

Las regiones que contienen mayor concentración de especies en riesgo de extinción local varían según el componente de riesgo que exploremos. Cuando nos centramos en los resultados de los modelos bioclimáticos, las especies más negativamente expuestas al cambio climático (especies que se espera que pierdan parte de su área de distribución actual), se encuentran principalmente en el noroeste de la península ibérica, mientras que las especies que según los modelos ganarán más área se encuentran en las áreas más cálidas y secas del sur (ver Figura 3 E y F). Sin embargo, obtuvimos patrones geográficos distintos al explorar la susceptibilidad medida usando las características biológicas. Los resultados muestran que las especies más vulnerables, de acuerdo con su tolerancia ambiental (amplitud de hábitat, amplitud del nicho climático y tamaño de rango), se concentran principalmente en las zonas montañosas del norte de la península ibérica (Pirineos y cordillera Cantábrica) (Figura 3 A). Aunque las especies más vulnerables, de acuerdo con las características de tamaño corporal y el tamaño de nidada, están localizadas en la región Mediterránea, que ocupa la mayor parte de la península ibérica, exceptuando la parte Eurosiberiana del norte y noroeste (Figura 3 B). Los valores, de acuerdo a las características relacionadas con la fecundidad, muestran que las especies más vulnerables se encuentran en la zona norte de la península ibérica (Figura 3 C). Finalmente, la mayor concentración de especies actualmente amenazadas se encuentra en las zonas llanas y bajas dominadas por cultivos (Figura 3 D).

Existen un gran número de amenazas que afectan a la biodiversidad como la pérdida y la fragmentación de los hábitats, las especies invasoras, las catástrofes naturales o la aparición de nuevas enfermedades. El cambio climático constituye una "relativamente" nueva e importante amenaza. De hecho, algunas aves de la península ibérica deben su actual estado de amenaza, al menos en parte, al cambio climático. Algunos ejemplos son el gorrión alpino (*Montifringilla nivalis*), el urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*), cuya población cantábrica ha descendido dramáticamente en las últimas décadas o el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*). En el caso del gorrión alpino se cree que el aumento de temperaturas ha provocado un desacoplamiento entre la disponibilidad de alimento (insectos que adelantan su ciclo natural) y el momento de la cría de pollos, que es cuando la especie necesita más alimento. El segundo ejemplo es el de la población cantábrica del urogallo que habita en los bosques de hayas, que precisan climas

Figura 2

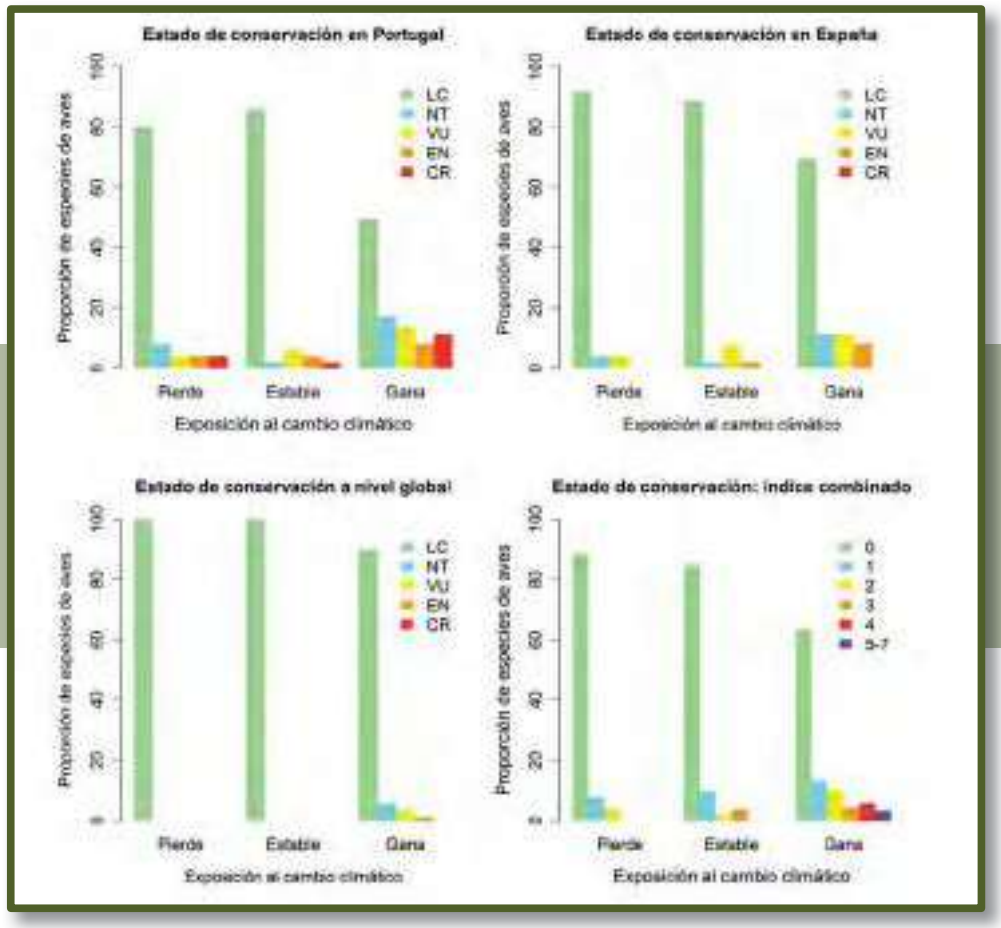


Figura 2. Diagramas de barras comparando la distribución del estado de conservación de la lista roja IUCN (Preocupación menor (LC); Casi amenazado (NT); Vulnerable (VU); En peligro (EN); Críticamente amenazado (CR)) y del índice combinado (para Portugal, España y Global de acuerdo con el método propuesto por Rocha et al. 2009) entre los tres grupos de especies (Pierde (N = 26), Estable (N = 52) y Gana (N = 90) de las 168 especies consideradas.

Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

Figura 3

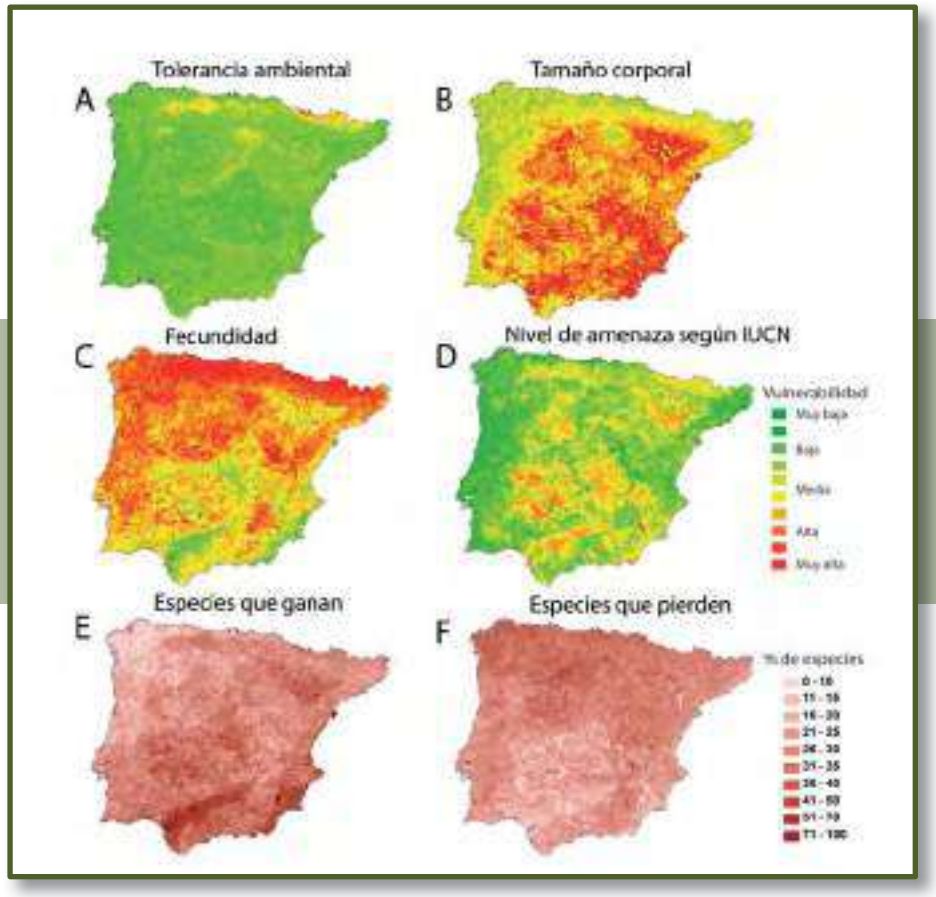


Figura 3. Mapas representando los patrones espaciales de riesgo. Los mapas A, B y C representan, respectivamente, los valores medios de los tres primeros componentes principales del ACP para el número total de especies de aves en cada cuadrícula de 10x10 km. La escala original que era numérica (rango de variación entre -2.44 y 0.42) fue transformada a categórica para expresar el nivel de vulnerabilidad en cada cuadrícula de 10x10 km. El mapa D representa el valor medio del índice combinado del estado de conservación de la IUCN de las especies presentes en cada cuadrícula. La escala original numérica (rango entre 0 y 9) fue transformada usando la misma escala categórica que en los mapas A, B y C. Finalmente, los mapas E y F representan la proporción de especies que ganan o pierden parte de su distribución potencial actual en cada cuadrícula de 10x10 km.

Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

húmedos y que como consecuencia del cambio climático podrían transformarse en bosques más propios de la meseta y se vería reducido el hábitat óptimo para esta especie (Obeso & Bañuelos 2004). El tercer ejemplo es el del papamoscas, una pequeña ave forestal que ha disminuido paulatinamente el tamaño de sus huevos debido al aumento de temperaturas causado por el cambio climático (Potti 2008). Además, se ha de poner especial atención a las interacciones entre estas amenazas para la biodiversidad, ya que el efecto sinérgico entre ellas suele ser mucho mayor que el efecto individual (Brook et al. 2008). Por ejemplo, la combinación de pérdida y fragmentación de hábitat con los efectos del cambio climático puede tener consecuencias desastrosas, sobre todo para aquellas especies de aves con un alto grado de especialización al hábitat y con escasa capacidad para colonizar nuevos hábitats (Travis 2003).

Por tanto, nos enfrentamos ante grandes retos que necesitarán nuevas estrategias de conservación. Los resultados de este informe son consistentes con estudios anteriores que muestran la importancia de integrar diferentes e independientes fuentes de información, ya que centrarnos en un único componente de riesgo puede llevarnos a sobre o subestimar el riesgo (Foden et al. 2013). La categorización de las especies, cuando está basada en múltiples fuentes de información, puede ser útil para identificar qué medidas de conservación son las más adecuadas en función de las amenazas específicas a las cuáles tienen que hacer frente las especies. Esto implica compaginar medidas de conservación reactivas tradicionales, dirigida a afrontar problemas ambientales constatados e identificados (ej., dar prioridad a las áreas de conservación de alto riesgo suele ser la solución socialmente mejor aceptada), con medidas de conservación proactivas adaptativas capaces de adelantarse a la manifestación del problema y, que por tanto, son susceptibles de poner en marcha medidas destinadas a que estos problemas no se produzcan o, al menos, a minimizar la repercusión negativa de sus efectos (ej., dar prioridad a áreas de bajo riesgo) (Brooks et al. 2006). Para llevar a cabo la categorización de las especies, seguimos un esquema conceptual (ver Figura 4) en el cual se puede argumentar que las especies que se encuentran en la 'zona verde', con una vulnerabilidad y un grado de exposición bajos, no necesitarán medidas de conservación. Aquellas especies que se encuentran en la 'zona amarilla' ya han sido identificadas como especies amenazadas en las listas rojas y, por tanto, podríamos esperar que se esté llevando a cabo alguna medida de conservación. Aunque seguramente, muchas de estas especies necesiten un mayor esfuerzo de conservación, ya que hay evidencias de que los esfuerzos de conservación que se han llevado a cabo hasta ahora no han sido suficientes para detener la pérdida de biodiversidad (Butchart et al. 2010). Las especies que se encuentran

Figura 4

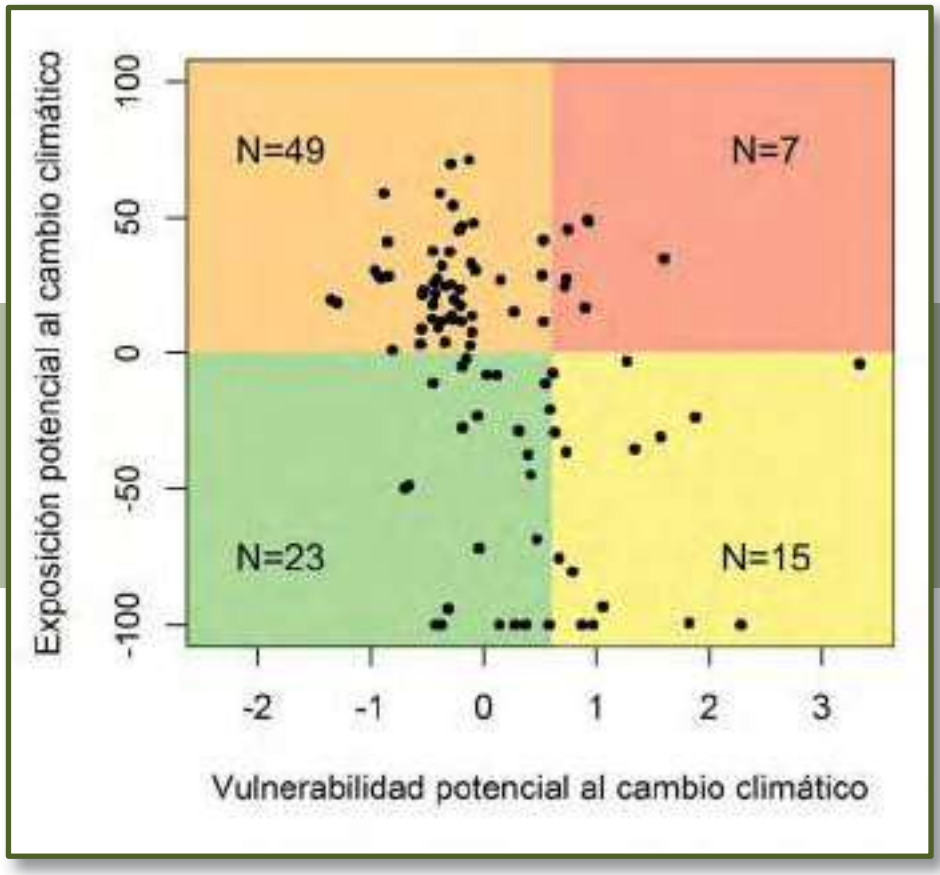


Figura 4. Diagrama de análisis del riesgo al cambio climático. Este gráfico presenta los valores del grado de exposición potencial (eje vertical) y los valores de vulnerabilidad potencial (eje horizontal) ante el cambio climático para el subgrupo de 94 especies de aves. El potencial de vulnerabilidad fue calculado multiplicando los valores del Análisis Principal de Componentes (características biológicas que poseen las especies) con el índice combinado del estado de conservación de la IUCN y usando el tercer cuartil como punto de separación. El eje de exposición potencial se dividió en valores por debajo de cero (especies que expanden su rango, es decir, que ganan) y especies por encima de cero (especies que contraen su rango, es decir, que pierden). La 'zona verde' está ocupada por especies que se espera que expandan su rango en el futuro y que tienen baja vulnerabilidad. La 'zona amarilla' está ocupada por especies que ya están amenazadas pero no se espera que se vean muy afectadas por el cambio climático. La 'zona naranja' está representada por especies que no están consideradas como amenazadas todavía pero se espera que tengan un alto y negativo grado de exposición al cambio climático. Finalmente, la 'zona roja' es donde las especies tienen tanto un alto grado de exposición como una alta vulnerabilidad ante el cambio climático.

Fuente: Modificado a partir de Triviño et al. (2013).

en la 'zona naranja' probablemente todavía no han sido objeto de medidas de conservación pero seguramente las necesiten en el futuro. Estas especies necesitarán programas de seguimiento y monitorización y medidas de conservación proactivas adaptativas diseñadas para hacerle frente a las amenazas del cambio climático. Por último, hay pocas especies situadas en la 'zona roja' y que están amenazadas simultáneamente por un alto grado de exposición al cambio climático y por una alta vulnerabilidad a éste. Este reducido grupo de especies se caracteriza por tener un gran tamaño corporal dentro del grupo de las aves paseriformes (por ejemplo, la corneja negra *Corvus Corone*), una distribución en zonas del norte o montañosas (por ejemplo, el bisbita alpino *Anthus spinoletta*) o ambas características a la vez. Esto explica que, por ejemplo, la chova piquirroja (*Pyrrhocorax phyrrochorax*), una especie de alta montaña y de gran tamaño, tenga la mayor vulnerabilidad potencial. Además, hay evidencias de que algunos córvidos son más vulnerables a los cambios climáticos debido a que tienen dificultades para termoregular y están directamente limitados por la temperatura (Donald et al. 2012). Así, los esfuerzos de conservación se deberían centrar en aquellas especies que tengan mayor riesgo de extinción. La evaluación integrada de exposición y vulnerabilidad facilita la propuesta de medidas de conservación y gestión concretas para los distintos tipos de respuestas de las especies ante el cambio climático. Por último, las medidas de conservación propuestas hasta ahora para hacer frente al cambio climático (Heller & Zavaleta 2009) deberían ser más concretas y tener más en cuenta la combinación de varios componentes de riesgo en las distintas regiones de la península ibérica.

Recomendaciones para la adaptación

Se necesitan medidas de conservación efectivas bajo escenarios de cambio climático que aseguren la persistencia de las especies a largo plazo. Para conseguir esto, se deberían identificar aquellas áreas importantes para las especies tanto bajo las condiciones ambientales actuales como futuras y aquellas zonas que faciliten la dispersión de las especies desde sus áreas de distribución actuales a aquellas áreas que sean más adecuadas en el futuro (por ejemplo, favoreciendo una buena conectividad del paisaje o la agregación de la red de áreas protegidas). Además, se espera que el cambio climático incremente el desajuste espacial entre las áreas protegidas y las zonas identificadas como prioritarias, siendo necesarias, urgentemente, medidas de adaptación al cambio climático que respondan de forma proactiva a

las nuevas amenazas para la conservación. Para ello se necesita aumentar la cantidad y el tamaño de las áreas protegidas para permitir la persistencia a largo plazo de múltiples especies, además de tener una gestión más sostenible de las zonas no protegidas. Por último, es necesario realizar un mayor esfuerzo de monitorización de las especies para poder llevar a cabo un seguimiento de los cambios que están experimentando.

Material suplementario

El área de estudio cubre la península ibérica (la zona peninsular de España y Portugal), que es una de las áreas con mayor riqueza de especies y grado de endemicidad de Europa. Además, según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático, la península ibérica es una de las regiones más vulnerables ante el cambio climático. En el caso de las predicciones basadas en escenarios futuros con emisiones medias-altas de gases de efecto invernadero para finales de este siglo, se espera un aumento de fenómenos extremos como disminución de las precipitaciones, aumento de las temperaturas (entre 5 - 8ºC), lluvias torrenciales o sequías extremas (IPCC 2007, IPCC 2013).

Primero se evaluó la exposición potencial de 168 especies de aves reproductoras al cambio global, incluyendo proyecciones futuras de cambio climático, de usos del suelo y de cambios de vegetación (ver Triviño et al. 2011 para detalles sobre los modelos y su calibración). Aunque en el estudio original utilizamos el término 'cambio global', en este informe lo simplificamos y utilizamos el de 'cambio climático', debido a que las variables climáticas tuvieron la mayor contribución en los modelos (Triviño et al. 2011). Para cuantificar los cambios de área de distribución de las especies entre las condiciones actuales y futuras se utilizaron proyecciones de consenso (Aráujo & New 2007) ya que son más fiables que las propias proyecciones individuales que las constituyen.

Para las 168 especies utilizadas en el estudio, combinamos los datos de ausencia/presencia de los atlas de las aves reproductoras de España (Martí & del Moral 2003) y Portugal (Equipa Atlas 2008) que presentan la distribución de las especies en 5923 cuadrículas de 10x10 km. Evaluamos la exposición potencial de las aves a cambios climáticos, de usos del suelo y de vegetación usando proyecciones de los modelos para un escenario presente (1971-1990) y un escenario futuro (2051-2080). Se utilizó el escenario climático BAMBU (Business As Might Be Usual) del proyecto ALARM (Fronzek et al, 2012) que corresponde con el escenario A2 (con emisiones medias-altas de gases de efecto invernadero) del Panel Intergubernamental de Cambio Climático.

A pesar de que la península ibérica incluye un amplio rango de condiciones ambientales (Rey-Benayas & Scheiner 2002), se espera que en el futuro se den nuevas condiciones climáticas en las zonas más secas y áridas de la península ibérica. Por tanto, hay un riesgo de sobrestimación de las pérdidas de rango predichas por los modelos para aquellas especies que también habitan en partes más secas y áridas del norte de África (Barbet-Massin et al. 2010). Para evaluar la sensibilidad de nuestros resultados ante este potencial problema de sobreestimación, se re-analizaron los datos usando una base de datos independiente que incluía el rango de distribución completa de las aves en el Paleártico Occidental y se obtuvieron resultados similares a los presentados en este informe (ver Triviño et al. 2013).

Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) para reducir la dimensionalidad de la base de datos de las siete características biológicas. Se retuvieron los tres primeros componentes principales que explicaban un 65% de la varianza de los datos. Para asociar los distintos niveles de (i) grado de exposición al cambio climático, (ii) susceptibilidad de las especies ante esos cambios en función de las características biológicas que poseen y (iii) estado de amenaza actual de las especies, se llevaron a cabo los siguientes análisis estadísticos. La asociación entre el grado de exposición potencial al cambio climático y las características biológicas (representadas por los tres primeros componentes del ACP) se hizo utilizando un test de Kruskal-Wallis. Además, mediante un análisis de regresión de mínimos cuadrados, se estudiaron las tendencias de cada uno de los tres primeros componentes principales. Finalmente, la asociación estadística entre el grado de exposición potencial al cambio climático y el estado actual de amenaza de las especies se llevó a cabo usando un test de χ^2.

Para explorar que regiones de la península ibérica albergan la mayor concentración de especies con un potencial riesgo de extinción se utilizó el software de Sistema de Información Geográfica ArcGIS 9.2. (ESRI 2006). Los diferentes componentes de riesgo que se representaron espacialmente a una resolución de 10x10 km fueron los siguientes: (i) la susceptibilidad de las especies a los cambios representada por los tres componentes principales del ACP, con el primer componente llamado 'tolerancia ambiental' ya que está principalmente asociado a la amplitud de hábitat, amplitud de nicho climático y tamaño de rango; el segundo componente denominado 'tamaño corporal', principalmente asociado con la envergadura y el tamaño de nidada; y el tercer componente denominado 'fecundidad', principalmente asociado al número de nidadas; (ii) el nivel actual de amenaza de las especies según las listas rojas de la IUCN; y (iii) el grado de exposición al cambio climático.

Para identificar cuáles son las especies con mayor riesgo de extinción local se realizó un diagrama de análisis de riesgo al cambio climático (Figura 4). Para ello, se representó el grado de exposición potencial al cambio climático en el eje vertical y la vulnerabilidad potencial en el eje horizontal para el subgrupo de 94 especies de paseriformes.

Referencias bibliográficas

Araújo MB, Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I, Calmaestra RG (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de vertebrados*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino Madrid

Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:42-47

Araújo MB, Peterson AT (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modelling. *Ecology* 93:1527–1539

Araújo MB, Williams PH (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96:331-345

Arribas P, Abellán P, Velasco J, Bilton DT, Millán A, Sánchez-Fernández D (2012) Evaluating drivers of vulnerability to climate change: a guide for insect conservation strategies. *Global Change Biology* 18:2135-2146

Barbet-Massin M, Thuiller W, Jiguet F (2010) How much do we overestimate future local extinction rates when restricting the range of occurrence data in climate suitability models? *Ecography* 33:878-886

Brook BW, Sodhi NS, Bradshaw CJA (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23:453-460

Brooks TM, Mittermeier RA, da Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL (2006) Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58-61

Butchart SHM, Walpole M, Collen B, van Strien A, Scharlemann JPW, Almond REA, Baillie JEM, Bomhard B, Brown C, Bruno J, Carpenter KE, Carr GM, Chanson J, Chenery AM, Csirke J, Davidson NC, Dentener F, Foster M, Galli A, Galloway JN, Genovesi P, Gregory RD, Hockings M, Kapos V, Lamarque JF, Leverington F, Loh J, McGeoch MA, McRae L, Minasyan A, Morcillo MH, Oldfield TEE, Pauly D, Quader S, Revenga C, Sauer JR, Skolnik B, Spear D, Stanwell-Smith D, Stuart SN, Symes A, Tierney M, Tyrrell TD, Vie JC, Watson R (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328:1164-1168

Cardillo M, Mace GM, Gittleman JL, Purvis A (2006) Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103:4157-4161

Chen IC, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024-1026

Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM (2011) Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science* 332:53-58

Donald P, Gedeon K, Collar N, Spottiswoode C, Wondafrash M, Buchanan G (2012) The restricted range of the Ethiopian Bush-crow *Zavattariornis stresemanni* is a consequence of high reliance on modified habitats within narrow climatic limits. *Journal of Ornithology* 153:1031-1044

Equipa Atlas (2008) *Atlas das aves nidificantes em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa

ESRI, 2006. ArcGis 9.2. Redlands, CA

Foden W, Mace G, Vié J-C, Angulo A, Butchart S, DeVantier L, Dublin H, Gutsche A, Stuart S, Turak E (2008) *Species susceptibility to climate change impacts*, En: J-C Vié, C Hilton-Taylor, SN Stuart, editores. The 2008 review of the IUCN Red List of threatened species. IUCN, Gland, Switzerland. pp. 77-88

Fronzek S, Carter TR, Jylhä K (2012) Representing two centuries of past and future climate for assessing risks to biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 21:19-35

Garcia RA, Burgess ND, Cabeza M, Rahbek C, Araújo MB (2011) African vertebrate species under warming climates: sources of uncertainty from ensemble forecasting. *Global Change Biology* 18:1253-1269

Gordo O (2007) Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. *Climate Research* 35:37-58

Heller NE, Zavaleta ES (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142:14-32

IPCC (2007) *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, p. 104. IPPC, Ginebra, Suiza

IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge

Jiguet F, Gadot AS, Julliard R, Newson SE, Couvet D (2007) Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13:1672-1684

Martí R, del Moral JC (2003) *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Sociedad Española de Ornitología, Madrid

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858

Obeso JR, Bañuelos MJ (2004) El urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en la Cordillera Cantábrica. *Serie Técnica OAPN. Ministerio de Medio Ambiente*, Madrid

Pimm SL, Raven P, Peterson A, Şekercioğlu CH, Ehrlich PR (2006) Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:10941-10946

Potti J. (2008) Temperature during egg formation and the effect of climate warming on egg size in a small songbird. *Acta Oecologica* 33:387-393

Rey Benayas JM, Scheiner SM (2002) Plant diversity, biogeography and environment in Iberia: Patterns and possible causal factors. *Journal of Vegetation Science* 13:245-258

Rocha CFD, Bergallo HG, Alves MAS, Van Sluys M (2009) *Análise da distribuição da diversidade da fauna no Estado do Rio de Janeiro*, En: HG Bergallo, ECC Fidalgo, CFD Rocha, MC Uzêda, MB Costa, MAS Alves, M Van Sluys, MA Santos, TCC Costa, ACR Cozzolino, editores. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Instituto Biomas, Rio de Janeiro. pp. 111-126

Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB (2005) Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14:347-357

Travis JMJ, (2003) Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270:467-473

Triviño M, Thuiller W, Cabeza M, Hickler T, Araújo MB (2011) The Contribution of Vegetation and Landscape Configuration for Predicting Environmental Change Impacts on Iberian Birds. *PLoS ONE* 6:e29373

Triviño M, Cabeza M, Thuiller W, Hickler T, Araújo MB (2013) Risk assessment for Iberian birds under global change. *Biological Conservation* 168:192-200

J. M. Moreno[1*], I.R. Urbieta[1], J. Bedia[2], J.M. Gutiérrez[2], V.R. Vallejo[3]

[1] *Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha, Toledo*
[2] *Grupo de Meteorología, Instituto de Física de Cantabria, CSIC-UC, Santander*
[3] *Universidad de Barcelona y CEAM (Barcelona, Valencia)*
[*] *Correo electrónico: JoseM.Moreno@uclm.es*

34 Los incendios forestales en España ante al cambio climático

Resultados clave

• Los incendios afectan a todo el territorio nacional, por lo que la gestión y conservación de los ecosistemas terrestres españoles requiere ir más allá de la prevención, e integrar la ecología de los ecosistemas en relación con el fuego.

• El cambio climático incrementará la frecuencia de situaciones de mayor peligro, así como la estación de incendios. Hasta mediados de siglo, el cambio climático proyectado es poco variable e independiente de las emisiones de gases de efecto invernadero. Por tanto, la planificación futura debe basarse en el clima proyectado, no en el pasado.

• La gestión debe hacerse por objetivos específicos, incluyendo la disminución de la peligrosidad, el mantenimiento o mejora de los servicios ecosistémicos o la resiliencia de los ecosistemas al fuego u otros fenómenos extremos. La gestión debe contemplar el uso del fuego prescrito.

• Los incendios se concentran en algunas zonas. Se necesita una cartografía histórica de los incendios para poder anticiparse a los impactos más indeseados. Hay que planificar con especial atención la interfaz urbano-forestal.

Contexto

Descriptiva general de la ocurrencia de incendios en España y tendencias

En el último medio siglo se han registrado en España unos 550.000 incendios forestales, los cuales afectaron a cerca de 7,5 Mha. La incidencia anual ha sido muy variable; mientras que en la década de 1960 el promedio anual de incendios registrado era de 1.870, afectando a 51.600 ha, en la década de 1990, la de mayor incidencia, se llegaron a registrar cada año unos 19.100 incendios, afectando a un promedio de 160.000 ha. Durante el último decenio (2001-2010) el número medio de incendios cada año ha disminuido algo, hasta 17.127, pero con un claro descenso de la superficie media quemada (113.848 ha anuales) (MAGRAMA 2012; Figura 1A). Estas variaciones son el reflejo de cambios experimentados en el país en los factores determinantes de la ocurrencia y magnitud de los incendios. En concreto, durante este tiempo, ha cambiado la sociología y economía, en particular de las zonas rurales, con sus consiguientes efectos sobre los usos del suelo y los paisajes, así como nuestras políticas de lucha contra incendios y la capacidad de hacerlos frente. Por otro lado, parte de estas variaciones refleja cambios en la recolección de la información, siendo esta más homogénea y exhaustiva en las últimas décadas, lo que afecta sobre todo a los incendios de pequeño tamaño. Finalmente, el clima, al igual que en el resto del mundo, ha cambiado, con aumentos de temperatura desiguales pero generalizados (Brunet et al. 2007, Pérez & Boscolo 2010, Fernández-Montes et al. 2013, Acero et al. 2014). Por otro lado, los cambios en la precipitación, aunque menos robustos, evidencian también una tendencia hacia la reducción de las mismas, sobre todo en invierno en la mitad sureste del país (Giorgi & Lionello 2008, Pérez & Boscolo 2010, Beguería et al. 2011).

Los incendios se reparten prácticamente por la totalidad de nuestra geografía. Podemos afirmar con rotundidad que gestionar nuestros ecosistemas terrestres, desde luego los forestales, requiere entender su relación con el fuego. De igual manera, conservar nuestros ecosistemas terrestres precisa entender su ecología en relación con el fuego. Si bien los incendios

ocurren de manera generalizada, la incidencia en el país no es uniforme, por lo que hay zonas particularmente afectadas. Entre ellas destacan Galicia (con el 42% de los siniestros y el 25% de la superficie forestal total afectada en el último decenio), el Levante, las Sierras Béticas y el Sistema Central (Figura 1B, C).

Los incendios ocurren mayoritariamente en verano, siendo los meses de Julio y Agosto los que concentran alrededor del 75% de la superficie quemada. No obstante, en algunas áreas, particularmente en las provincias del Norte peninsular, los incendios de primavera e invierno pueden ser frecuentes, como consecuencia de particulares condiciones de circulación atmosférica del Sur, que traen viento seco y cálido a la región (Carracedo et al. 2009).

La mayor parte de los incendios son pequeños; muchos de ellos (según datos del periodo 2000-2008) apenas superan el nivel de conato (63,3%), otros se quedan en 1-5 ha (24,2 %), de 5 a 50 ha solo son un 10,3 %, y de más de 50 ha apenas un 2%. Los incendios muy grandes (>500 ha), alcanzan a 30 incendios anuales de media (con un máximo de 59 grandes incendios en 2006); en décadas anteriores se alcanzaron medias anuales de 36 grandes incendios (década de los 90) y 70 (década de los 80; MAGRAMA 2012). No obstante estos números, la superficie que queman está en relación inversa con el tamaño, de manera que los conatos apenas suponen un 2 % del total quemado cada año, los incendios pequeños, de 1 a 5 ha, un 7,2 %, los de 5 a 50 ha un 20 %, los de 50 a 500 ha un 33 % y los muy grandes un 39 % (periodo 2000-2008). No existe una tendencia clara en cuanto a variaciones del número de incendios muy grandes (>500 ha) para el periodo 1968-2008 (test de Mann-Kendall, τ= -0,04, p =0,71) o al porcentaje de superficie que queman (τ = -0,05, p =0,63).

Figura 1

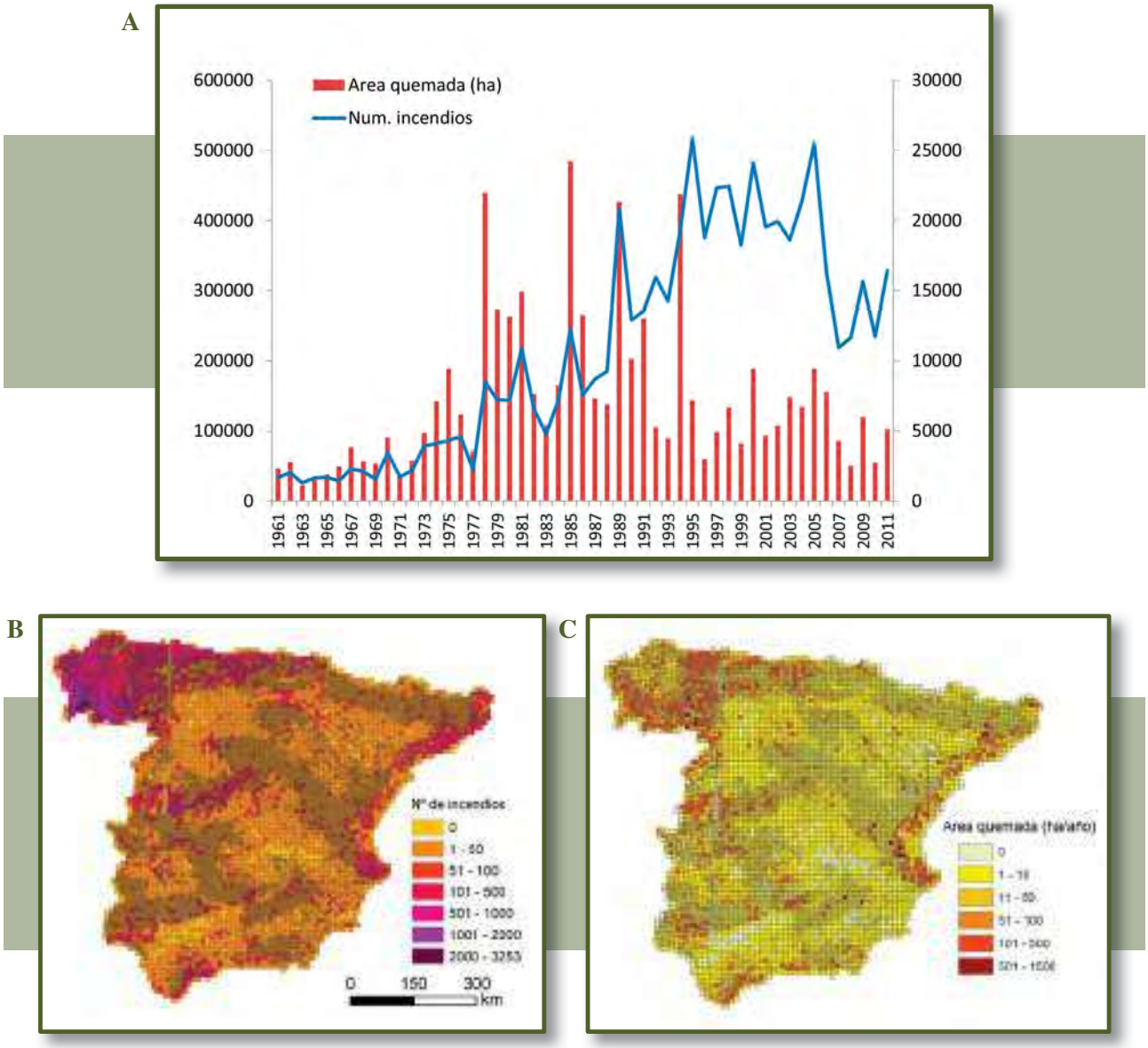


Figura 1. Área quemada y número de incendios en España en el último medio siglo (A). Mapas del número total de incendios (B) y área quemada anual media (ha)(C) en España en los últimos 35 años (1974-2008, cuadrículas de 10 x 10 km). Las áreas sombreadas representan la superficie forestal (Mapa Forestal 1986-1997).

Fuente: EGIF (MAGRAMA) y elaboración propia.

Relaciones entre el clima, la meteorología y los incendios

Dado un cierto paisaje, la temperatura, la humedad del aire y de los combustibles y la velocidad del viento, entre otras, determinan la probabilidad de que, dada una fuente de ignición, esta desencadene un incendio (Rothermel 1972). La estrecha relación entre meteorología e incendio es la base de los diferentes índices de peligro que usan las agencias de prevención y lucha contra incendios (Andrews et al. 2003, Fujioka et al. 2008, Camia et al. 2010). Por ejemplo, el sistema canadiense, que es uno de los más utilizados en la Europa mediterránea, considera cinco índices parciales y uno final (FWI, *fire weather index*) para caracterizar el peligro de incendio (van Wagner 1987). Su uso en investigación está ampliamente extendido debido a la disponibilidad de diferentes bases de datos (Bedia et al. 2012). Diversos estudios han encontrado relaciones positivas entre el número de incendios o la superficie quemada y unas pocas variables meteorológicas, entre las cuales la temperatura y la precipitación son las más frecuentemente utilizadas (Vázquez & Moreno 1993, Pausas 2004, Verdú et al 2012, Turco et al. 2013). En otros casos, se han explorado las relaciones entre incendios e índices de peligro (Piñol et al. 1998, Rasilla et al. 2010, Bedia et al. 2014a). Estos índices tienen la ventaja de combinar en una o pocas métricas diversas variables meteorológicas. En general, para la España peninsular, los incendios se ven favorecidos por temperaturas altas y precipitaciones de invierno bajas (Verdú et al. 2012). En algunos casos, se ha demostrado que más que las condiciones medias reinantes en la estación de incendios -el verano normalmente-, las condiciones extremas, esto es, valores por encima de tal o cual valor de las variables meteorológicas relevantes o índices de peligro, o el número de días por encima de dichos valores, son las que terminan siendo determinantes de la gravedad de la temporada de incendios (Vázquez & Moreno 1993, Piñol et al. 1998, Rasilla et al. 2010).

Las situaciones de falta de lluvia persistente, como durante las sequías, son igualmente propicias para los incendios, aunque la intensidad de su relación con los incendios varía según zonas (Carracedo et al. 2009). Las relaciones entre índices de sequía, como el código de sequía (DC) del sistema canadiense, y la ocurrencia de incendios muestra que estos solo son posibles a partir de determinados valores umbrales del índice (Loepfe et al. 2014). La influencia de la meteorología no se circunscribe al año en curso sino que, en algunos casos, se han encontrado relaciones con la meteorología de años anteriores, particularmente con las precipitaciones (Pausas 2004, Turco et al. 2013), habiéndose encontrado que años lluviosos anteriores al de la estación en curso se correlacionan con situaciones de mayor incidencia de incendios. Esto sugiere una interacción indirecta, por la vía de la acumulación del combustible, aunque dicha relación no se ha probado. Por otro lado, la relación con la precipitación del año en curso puede variar dependiendo de la estación. Mientras que la precipitación alta en primavera favorece los incendios, la de verano los reduce (Xystrakis et al. 2014).

De particular relevancia son los grandes incendios, dada la alta proporción de superficie que queman en relación a su número, proporción que varía según zonas más o menos peligrosas, siendo tanto mayor cuanto mayor es la peligrosidad de un territorio (Vázquez & Moreno 1995, Verdú et al. 2012). En general, los incendios de mayor tamaño vienen determinados más por las condiciones meteorológicas que por factores del terreno, incluido el tipo de uso del suelo. Son determinantes de estos, sobre todo en las zonas mediterráneas de altitud intermedia, las altas temperaturas (efecto positivo) y las precipitaciones de invierno (efecto negativo) (Verdú et al. 2012). La relación entre grandes incendios y las condiciones de sequía del combustible no es lineal, sino que existen diferentes umbrales por debajo o por encima de los cuales estos no prosperan. En el primer caso, el exceso de humedad sería lo que los limita, mientras que, en el segundo, lo sería, presumiblemente, la falta de combustible, al darse situaciones de mayor déficit hídrico en las zonas con menor precipitación y por ende menos productivas (Loepfe et al. 2014). Diferentes situaciones sinópticas de circulación atmosférica producen distintas probabilidades de peligro extremo y, consiguientemente, de riesgo de grandes incendios (Pereira et al. 2005, Trigo et al. 2006, Rasilla et al. 2010). No obstante, la efectividad de un determinado patrón en producir grandes incendios no es homogénea en todo el territorio nacional peninsular. Así, mientras que situaciones de altas temperaturas y baja humedad relativa, junto con viento moderado del este o sureste, son determinantes de grandes incendios en el oeste peninsular, en el levante es más importante la presencia de vientos fuertes descendentes acompañados de baja humedad relativa, independientemente de la temperatura (Millán et al. 1998, Rasilla et al. 2010). La persistencia de particulares situaciones de peligro puede derivar en episodios de grandes incendios, que pueden terminar afectando a grandes extensiones del territorio. Situaciones de este tipo, que generan lo que se ha dado en llamar megaincendios, ocurrieron en el Levante, en 1994 (Moreno et al. 1998) o en Galicia, en 2006 (San Miguel-Ayanz et al. 2013). Circunstancias de este tipo, frecuentemente asociadas a olas de calor y, en algún caso, a déficit de precipitaciones, se han dado también en otras zonas mediterráneas, como en Portugal en los años 2003 y 2005 o en Grecia en 2007, entre otros (Pereira et al. 2005; Koutsias et al. 2012, San Miguel-Ayanz et al. 2013).

Otros factores determinantes de los incendios

A pesar de la importancia de la meteorología en los incendios, la capacidad predictiva de la ocurrencia de incendios -número o superficie quemada en un periodo dado- en base a variables meteorológicas o sus agregadas climáticas, directas (vgr., lluvias de primavera, temperatura media de la estación de incendios) o indirectas (vgr., índices de peligro), suele ser baja, lo que indica que otras variables intervienen en el proceso para determinar la incidencia de incendios en un lugar dado. Esto es debido a que la mayor parte de los incendios en España es de origen humano (Vázquez & Moreno 1998, MAGRAMA 2012), lo que dificulta su predictibilidad. Así, las ignociones no ocurren al azar, ni en el espacio ni en el tiempo (Badia-Perpinyá & Pallares-Barbera 2006, Amatulli et al. 2007, González-Olabarría et al. 2011, Fuentes-Santos et al. 2013, Chas-Amil et al. 2013). Consiguientemente, el territorio no se quema de manera aleatoria, siendo normal que unas zonas ardan más que otras. De igual manera, en un mismo lugar, unos tipos de vegetación suelen arder más frecuentemente que otros (matorrales o coníferas frente a bosques caducifolios o sistemas agropastorales)(Díaz-Delgado et al. 2004, Verdú et al. 2012, Moreno et al. 2014, Barros & Pereira 2014). Por otro lado, la probabilidad de que un incendio

se propague se ve favorecida por la configuración espacial de las manchas de vegetación que conforman el paisaje. Una mayor diversidad espacial y discontinuidad de los tipos de combustible dificulta la propagación del fuego y favorece el ataque, haciendo que el incendio sea menor (Viedma et al. 2009, Loepfe et al. 2010). Más aun, los propios incendios pueden contribuir a cambiar la composición y estructura del paisaje, incrementando su homogeneidad y peligrosidad (Viedma et al. 2006). De hecho, en algunos casos se ha demostrado una interacción positiva entre la ocurrencia de un primer incendio y el siguiente (Vázquez & Moreno 2001, Salvador et al. 2005). Por tanto, la peligrosidad de un paisaje es cambiante, y los propios incendios pueden contribuir a ello. La variación histórica de los diversos factores que, junto al clima, afectan a los incendios (factores socioeconómicos, paisajísticos o de capacidad de lucha contra el fuego, entre otros)(Martínez-Fernández et al. 2013, Moreno & Chuvieco 2013), complica la determinación causal del efecto del clima y del cambio climático en los incendios. En la mayoría de análisis se suele asumir que el peso del resto de los factores no ha sido significativo, por lo que raramente se tienen en cuenta al estudiar tales relaciones, lo cual puede inducir a error. Ciertamente, es difícil cuantificar cuánto contribuyen los diferentes factores a los incendios que han ocurrido en un periodo dado. Esta limitación es importante a la hora de calcular el riesgo futuro de incendios sobre la base de proyecciones de cambio climático o de otros cambios, paisajísticos o de otra naturaleza.

Los incendios en un contexto de clima futuro y otros cambios

Proyecciones de clima futuro de interés para los incendios

La mayor parte de los impactos del clima futuro sobre el peligro de incendio u otros sectores de interés se ha realizado hasta ahora en base a los escenarios SRES del IPCC (Nakićenović 2000). Para Europa, las proyecciones más completas de clima futuro fueron generadas por el proyecto ENSEMBLES[1] (van der Linden & Mitchell 2009), usando el escenario A1b como referencia, y una resolución espacial máxima de 25 km. En España, estas proyecciones han sido completadas con simulaciones equivalentes considerando también otros escenarios y técnicas estadísticas de regionalización producidas en el marco del PNACC[2] (Gutiérrez et al. 2012, Fernández et al. 2012). El escenario A1b asume un crecimiento rápido de la economía y tecnología; la población mundial aumenta hasta mediados del presente siglo, para luego estabilizarse. Todo ello conllevaría un aumento rápido de emisiones hasta mediados de siglo y una disminución posterior. El planteamiento usado en el SRES para la generación de escenarios de clima futuro ha sido modificado recientemente (Moss et al. 2010). Esta nueva generación de escenarios (CMIP5; Taylor et al. 2012) ha sido la base del último informe del IPCC (Stocker et al. 2013). No obstante, dado que la mayoría de los estudios de impacto disponibles siguen basándose aún en los escenarios SRES, interesa comparar ambas aproximaciones para poder valorarlas adecuadamente. Recientemente, se han publicado para Europa proyecciones de clima futuro con una resolución de 12 km, basados en dos de estos nuevos escenarios (RCP4.5 y RCP8.5; Jacob et al. 2013). El escenario A1b anticipa un calentamiento global de 2.8-4.2ºC para finales de siglo. Este calentamiento es intermedio entre lo proyectado para el escenario RCP4.5 -más moderado, que asume una disminución de las emisiones a partir de mediados de siglo - y el RCP8.5 - más elevado, con emisiones en continuo aumento, y que se corresponde en gran medida con la tendencia de las emisiones actuales - (Collins et al. 2013). Las diferencias en las proyecciones entre estas aproximaciones son cuantitativas, en tanto en cuanto dependen de la magnitud de las emisiones. Las relaciones espaciales se mantienen, con pequeñas diferencias, en gran parte debidas a la mayor resolución espacial de los últimos modelos. Las generalidades que emergen para la región del Sur de Europa (sensu Metzger et al. 2005), sirven bien para caracterizar el clima futuro de España.

En general, para la región del Sur de Europa se prevé un calentamiento conforme discurra el siglo XXI, tanto mayor cuanto mayor sea el nivel de emisiones (RCP8.5 frente a RCP4.5). En la Península Ibérica, el calentamiento es mayor hacia el interior y sureste, que en las zonas próximas a la costa. De igual manera, las precipitaciones medias anuales disminuyen con el tiempo, con una señal tanto más robusta cuanto mayor es el nivel de emisiones. La disminución de las precipitaciones es desigual, haciéndose mayor hacia el sureste en comparación con el norte y noroeste. Estos patrones espaciales proyectados para la Península Ibérica son similares a los descritos para el escenario A1b del SRES según EMSEMBLES. Así, en general, la correlación espacial para el sur de Europa es muy elevada, tanto para la temperatura como para la precipitación y para mediados o finales de siglo (Jacob et al. 2013). Estos cambios se corresponden con otros de singular importancia para los incendios, tales como: aumento en la frecuencia de rachas cálidas o del número de noches tropicales (con altas temperaturas), aumento de la sequía estival, disminución del contenido en humedad del suelo, aumento del número de días consecutivos secos en el suelo, o ligeras disminuciones en la humedad relativa, entre otros (Jacob et al. 2013, Christensen et al. 2013). Por tanto, las situaciones climáticas desfavorables para los incendios pueden aumentar en el Sur de Europa, incluida la Península Ibérica e Islas Baleares.

Índices de peligro meteorológico

Las proyecciones regionales de cambio climático antes descritas proporcionan la información necesaria (variables meteorológicas) para el cálculo de distintos índices de peligro de incendio. Conviene recordar que un índice de peligro nos da una idea de la facilidad para la ignición, la propagación, el control del fuego o su impacto, no de la ocurrencia de más o menos incendios, esto es, del riesgo en sentido estricto. Nos centraremos en el FWI y sus componentes del sistema canadiense, de amplia aplicación y probada efectividad en la Europa Mediterránea y en España. La evolución futura de estos índices puede analizarse comparando los valores obtenidos a partir de las proyecciones en un período futuro (por ejemplo, 2071-2100) con los valores característicos del clima actual, obtenidos a partir de las proyecciones en un período de control (por ejemplo, 1971-2000). De este modo, en base al sistema de peligro

[1] http://www.ensembles-eu.org/

[2] http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat

canadiense, se han desarrollado recientemente escenarios futuros de peligro potencial para el escenario A1b utilizando tanto los escenarios dinámicos generados en los experimentos del proyecto ENSEMBLES (Bedia et al. 2014b) como proyecciones estadísticas de escenarios-PNACC 2012, que proporcionan datos a escala puntual basadas en los registros de estaciones meteorológicas (Bedia et al. 2013).

En el caso de los escenarios dinámicos de peligro futuro, se ha considerado un conjunto de 5 modelos regionales, anidados a dos modelos globales distintos. Los resultados indican que existe una señal consistente entre los diferentes modelos, que revela de forma inequívoca una tendencia al aumento del peligro potencial de incendios con el tiempo en la Península Ibérica (Figura 2). Así, de un FWI medio en España para la estación típica de incendios (junio-septiembre) de en torno a 30 se pasaría a cerca de 50 a finales de siglo. Esto daría lugar a un incremento promedio de 50 días en la duración de la estación de incendios y haría que el umbral 30 del FWI, intermedio en la actualidad, pues se rebasa aproximadamente el 50% de los días, pasase a ser un umbral común que se rebasaría más del 90% de los días. El análisis de la dispersión de los distintos modelos indica que estos indicadores son fiables para la evaluación de las condiciones futuras, dada la limitada dispersión del multi-modelo; es decir, existe un alto consenso sobre los resultados entre los distintos modelos.

Figura 2

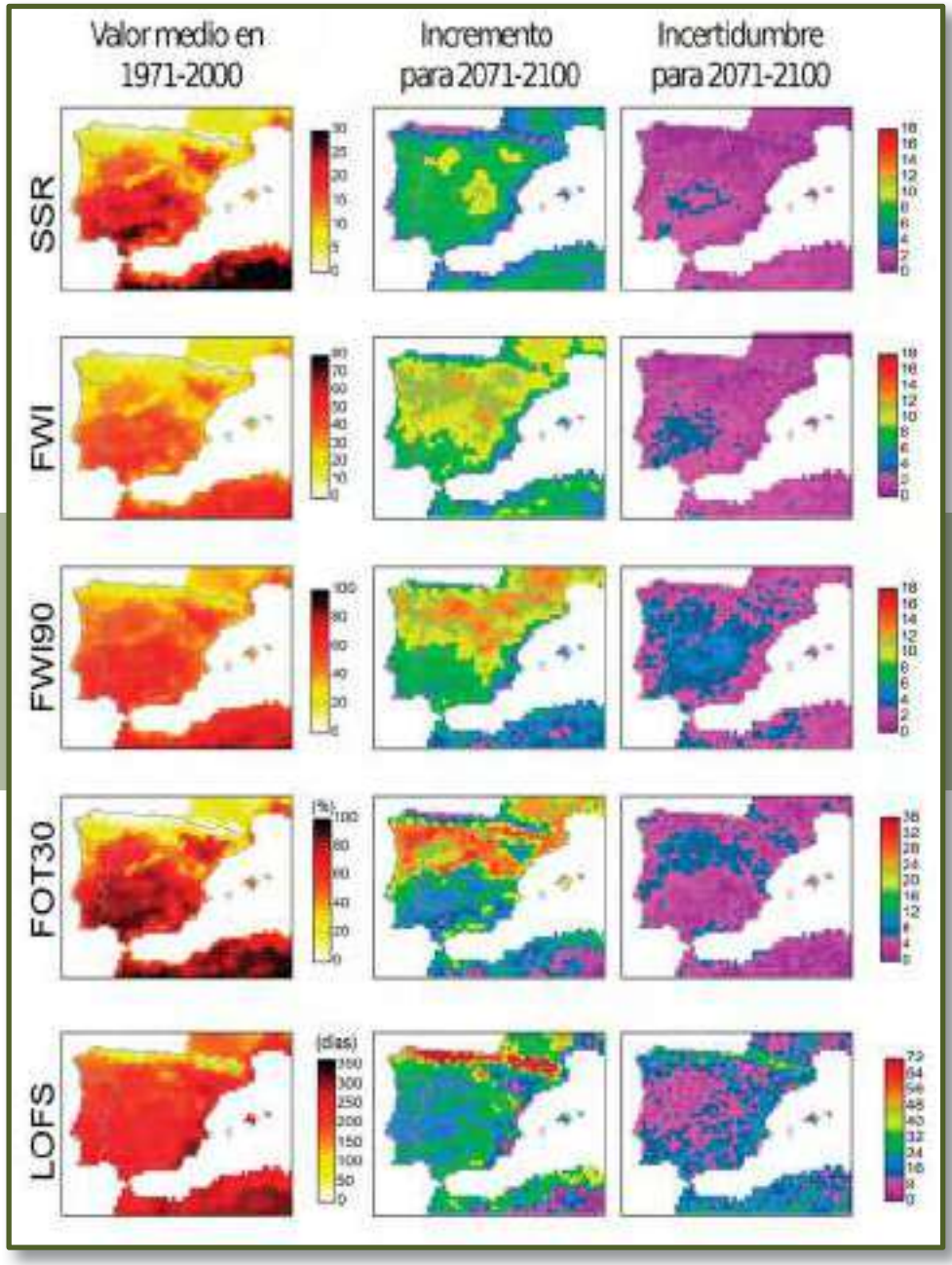


Figura 2. Mapas de peligro futuro. Escenarios de peligro potencial de incendios basados en las proyecciones del proyecto ENSEMBLES para dos indicadores de las condiciones de peligro medias (SSR, 'Seasonal Severity Rating' y FWI, 'Fire Weather Index') y dos indicadores de peligro extremo (FWI90, percentil 90 del FWI y FOT30, 'Frequency-over-threshold 30', o porcentaje de días que excede el valor de FWI = 30), considerando la estación de incendios de Junio a Septiembre (ambos inclusive). Además, el indicador LOFS (Length of the Fire Season) indica el número de días de duración de la estación de incendios típica en el Mediterráneo. Se muestran tanto las simulaciones del periodo de control (1971-2000) como las proyecciones futuras considerando el escenario de emisión A1B, en este caso representadas como anomalías (o diferencias en términos absolutos con respecto a los valores del periodo de control para cada punto de la rejilla). Los resultados mostrados corresponden al promedio de cinco modelos regionales diferentes acoplados a 2 GCMs diferentes. La dispersión del multi-modelo se presenta en la columna derecha en términos de su desviación típica.

Fuente: Adaptado de Bedia et al. (2014b).

Del mismo modo, las proyecciones regionalizadas mediante técnicas estadísticas coinciden de manera muy notable con las obtenidas mediante simulación dinámica con los modelos regionales, tanto en el patrón espacial como en la magnitud de los cambios predichos. No obstante, debido a ciertas limitaciones inherentes al método estadístico empleado, dichas proyecciones son solo fiables hasta mediados del siglo XXI, ya que presentan cierta tendencia a sesgar negativamente la magnitud del cambio en las últimas décadas del siglo XXI frente a las simulaciones dinámicas. Aún así, este inconveniente es compensado por el hecho de que las proyecciones estadísticas proporcionan información a escala puntual. Esto hace que, en determinadas circunstancias, estas proyecciones puedan ser potencialmente más fiables que las generadas por una aproximación dinámica. Esto ocurre cuando se requiere información detallada en regiones con una orografía especialmente compleja o en zonas litorales, donde la resolución de los modelos regionales pudiera no ser aún suficiente para representar de forma fidedigna los procesos a escala local. En este sentido, cabe decir que también los modelos dinámicos pueden presentar cierta tendencia a exagerar las condiciones de calor y sequedad a finales del siglo XXI (Maraun 2012), por lo que tanto en un caso como en otro, los resultados para este último periodo deben ser analizados con cautela. Por lo tanto, las técnicas estadísticas y los escenarios dinámicos presentan ventajas y desventajas particulares que hacen que ambos tipos de aproximaciones deban ser consideradas conjuntamente y de forma complementaria a la hora de abordar una evaluación adecuada del peligro futuro, considerando la escala de análisis y el problema concreto a resolver.

Por todo lo dicho, parece claro que todos los métodos y escenarios apuntan a un incremento claro del peligro potencial de incendios en la Europa Mediterránea en general, y en amplias zonas de España, en particular, a lo largo del siglo XXI, así como a un progresivo incremento de la duración de la estación de peligro, con una progresiva "mediterranización" de una amplia parte de las actuales áreas de influencia atlántica en términos de peligro potencial. Más allá de los posibles mecanismos de retroalimentación entre vegetación e incendios (ver p.ej. Krawchuk & Moritz 2011, Pausas & Paula 2012) y la evolución incierta en las políticas de prevención y medios de extinción, que pueden introducir no-linealidades en las relaciones clima-incendios a lo largo del tiempo, parece esperable un potencial aumento del número de incendios y la gravedad de la estación en las próximas décadas en España, como se analiza en el siguiente apartado.

Proyecciones específicas de incendios

Las proyecciones realizadas sobre la ocurrencia futura de incendios, en concreto de área quemada, basadas en extrapolar las relaciones pasadas entre los componentes del sistema canadiense de peligro meteorológico y el clima pasado usando escenarios de clima futuro (escenarios SRES) muestran que el incremento en área quemada en España para las tres últimas décadas del siglo en curso podría ser importante y tanto mayor cuanto más altas sean las emisiones. Así, mientras que para el escenario B2 (bajo en emisiones) el incremento sería del 39%, para el A2, más intenso en emisiones, el aumento sería del 45%. A nivel global de EU-Med (países de tipo mediterráneo de la UE), estos porcentajes ascienden al 25% y 38%, respectivamente, para dichos escenarios (Amatulli et al. 2013). Cálculos realizados independientemente para otros países, como Portugal, arrojan aumentos menores (≈11%) para el escenario B1 (el más bajo en emisiones de los contemplados) (Pereira et al. 2013). Por tanto, todo indica que, asumiendo que las relaciones pasadas se mantienen, la incidencia de incendios puede aumentar de manera importante, tanto más cuanto mayor sea el calentamiento global como consecuencia de un mayor nivel de emisiones. No obstante, hay que señalar la gran incertidumbre de estos cálculos, toda vez que se basan en extrapolar relaciones pasadas, sin tener en cuenta los cambios paisajísticos o de otra naturaleza que pueden igualmente incidir en el riesgo futuro de incendios. Aunque sin cuantificar, sí parece más probable que, dada la mayor frecuencia de situaciones extremas (Bedia et al. 2013, 2014b), las que hacen más probables los grandes incendios, estos serán más frecuentes.

Interacciones con otros cambios

La continuación de las tendencias hacia cambios en los usos del suelo que supongan un mayor incremento en la vegetación natural, y por tanto, del territorio forestal, puede añadir más territorio susceptible de arder. Estas tendencias estarán muy condicionadas por las políticas agrarias de la Unión Europea (PAC), ya que las tierras menos productivas, las más susceptibles de abandono, se mantienen cultivadas gracias a las subvenciones de la PAC. Las proyecciones de cambios de usos de suelos efectuadas hasta ahora muestran una mayor concentración de la agricultura hacia las zonas más ricas y un aumento del territorio dedicado a otros fines, incluyendo el abandono (Rounsevell et al. 2006). Estas tendencias, unidas al aumento de combustible con el paso del tiempo en zonas abandonadas en las décadas precedentes, pueden seguir incrementando la peligrosidad del paisaje en amplias zonas de España. Por otro lado, el cambio climático puede acelerar cambios en la naturaleza de los combustibles, haciendo el territorio más peligroso, sobre todo como consecuencia de la mortalidad vegetal en especies vulnerables, en particular a la falta de agua (Allen et al. 2010). La persistencia de algunas plantaciones de coníferas antiguas bajo escenarios climáticos más adversos, particularmente en condiciones xéricas (Sánchez-Salguero et al. 2012), puede contribuir a aumentos en la mortalidad de los árboles e incrementos en la biomasa muerta, con el consiguiente incremento en la peligrosidad del paisaje.

Las proyecciones de cambio climático pueden dar lugar a la aridización de las zonas de clima seco subhúmedo en el límite con el semiárido, con una pérdida de combustible que reduciría el peligro de incendio (Krawchuk et al. 2009, Pausas & Paula 2012, Pausas & Ribeiro 2013). Estas zonas serían las más vulnerables en la actualidad y durante el periodo de aridización progresiva en la medida en que mantengan suficiente combustible como para propagar los incendios, y en que las condiciones de sequía dificulten la regeneración post-incendio y el consiguiente aumento del riesgo de erosión y de degradación irreversible del ecosistema. La degradación del territorio por la historia de usos contribuye a acentuar, de forma sinérgica, el efecto de la aridización del clima.

En un territorio de larga e intensa influencia humana como el español, la historia de usos del suelo tiene un papel determinante en la configuración de la vegetación (combustibles), su dinámica y su respuesta al fuego. La recuperación inicial del recubrimiento vegetal protector después del fuego de la vegetación dominada por especies germinadoras (pinos, jaras, romeros) es más lenta que la de las formaciones dominadas por especies rebrotadoras (quercíneas, esclerofilas en general, muchas herbáceas perennes, Vallejo y Alloza 1998). Ello hace que estos ecosistemas estén más expuestos a la degradación post-incendio. Por el contrario, Los matorrales dominados por especies germinadoras derivados de la colonización de cultivos abandonados, o de regenerados después del fuego, acumulan gran cantidad de combustible muy peligroso en pocos años (Baeza et al. 2011), dando lugar con frecuencia a ciclos de incendios de corto intervalo que no permiten una sucesión a comunidades más maduras y menos combustibles (Baeza et al. 2007).

De igual manera, el régimen de incendios puede cambiar la configuración y combustibilidad de los bosques. Los pinares más o menos puros, que suponen un 35% de las formaciones arboladas españolas (según datos del Anuario de Estadística Forestal 2010, MAGRAMA 2013), pueden sufrir cambios drásticos según la especie de pino dominante. Los pinares de *Pinus halepensis*, que poseen un banco de semillas permanente en copa una vez alcanzada la madurez sexual (especie serótina), suelen regenerar abundantemente después del fuego, frecuentemente en exceso, dando lugar a regenerados con varios miles, hasta decenas de miles, de pies por hectárea (Thanos & Daskalakou 2000). Estos regenerados producen masas altamente peligrosas y por lo tanto deben ser objeto de clareo. Un segundo incendio antes de que la masa alcance la madurez sexual (15-20 años según la calidad de la estación) supone la desaparición local de la especie, al igual que pasará en una plantación joven (Pausas et al. 2004). Estos pinares darían lugar a matorrales, con características muy condicionadas por la historia de usos de suelos. Un comportamiento muy diferente es el de los pinos que no tienen banco de semillas permanente en copa, como *Pinus nigra* o *P. sylvestris*, que con un solo incendio de copas ya pueden desaparecer localmente (Retana et al. 2002), hasta que puedan recolonizar eventualmente el monte desde masas próximas no quemadas. Estos pinares quemados pueden dar lugar a matorrales o a monte bajo de frondosas si estas existían previamente en el sotobosque del pinar. Mención especial merece el caso del *Abies pinsapo*, especie en peligro de extinción muy vulnerable a los incendios de copa. En situación opuesta se encuentra los boques de frondosas: el fuego no causa la desaparición de la especie dominante debido a la capacidad de rebrote generalizada en las frondosas, aunque sí promueve cambios hacia estructuras de monte bajo, más combustibles a medio plazo (Espelta et al. 2003). Un punto a considerar es el del papel del CO_2 como coadyuvante a la productividad e incremento en la eficiencia del agua, por tanto, en mantener la acumulación de biomasa para el fuego (Ainsworth & Long 2005, Sitch et al. 2008, Tague et al. 2009).

El papel de la prevención

A pesar del aumento de las condiciones meteorológicas favorables a la propagación los incendios, durante las últimas décadas, la superficie quemada ha disminuido en España y en el conjunto de los países de la Europa mediterránea (San Miguel-Ayanz et al. 2012). Ello apunta a la mejora en la eficacia de la lucha contra el fuego (Brotons et al. 2013). Las proyecciones de cambio climático y de los usos de suelo indican un aumento de las condiciones de peligro y consiguiente riesgo de incendios, pero obviamente hay margen para la adaptación de un problema que ya existe y que, eventualmente, va a empeorar en su magnitud (intensidad y frecuencia). El reto en la prevención de incendios se centra en la disminución de las igniciones (antrópicas en su inmensa mayoría), en la planificación del territorio que promueva un paisaje menos combustible y susceptible de propagar grandes (mega-) incendios, y, muy especialmente, en la interfaz urbano-forestal, que en España tiene una gran extensión. El riesgo de ignición desde las zonas habitadas al medio forestal y viceversa es muy alto, con el consiguiente alto riesgo para las personas y estructuras urbanas.

Recomendaciones para la adaptación

- Los incendios forestales se reparten por toda la geografía nacional. Consiguientemente, no es posible gestionar el territorio y sus ecosistemas terrestres, tanto en zonas protegidas como sin proteger, sin tener en cuenta el papel del fuego. La gestión forestal debe tomar en consideración el riesgo actual y futuro, e incluir la prevención en sus estrategias de desarrollo técnico, así como las ulteriores consecuencias de un incendio, incluida la restauración de montes quemados, dado el enorme dinamismo de las zonas quemadas.

- El cambio climático trae consigo un incremento del peligro meteorológico medio así como de las situaciones extremas. Otros cambios relacionados con el clima o la socioeconomía pueden contribuir también a aumentar la peligrosidad del territorio. Los sistemas de lucha contra incendios deben estar preparados para hacer frente a situaciones adversas más frecuentes, que pueden desencadenar incendios múltiples y simultáneos, repartidos por amplias zonas del territorio nacional.

- Diferenciar los objetivos de la gestión e incorporar la ecología del fuego, no solo la prevención, es importante de cara a un futuro de mayor peligro. Hay que diferenciar la protección de los activos humanos, de interés económico o de otro tipo, frente a los ambientales de manera explícita, pues la consecución de ambos puede ser contradictoria. El fuego como aliado de la gestión puede tener cabida, particularmente en los segundos. Apagar cualquier fuego a cualquier coste puede no ser posible o rentable, incluso desde el punto de vista ecológico.

- Planificar y prevenir pensando en el futuro, con condiciones diferentes a las de ayer, es un imperativo. Repetir para mañana lo del pasado puede ser equivocado, pues las condiciones serán diferentes. Esto requerirá usar herramientas nuevas, usando escenarios que no necesariamente se han dado en el pasado. En un futuro próximo (hasta mediados de siglo) el cambio climático que se proyecta es bastante independiente de los escenarios de emisiones futuras. Por tanto, podemos considerarlo como cierto y usar las herramientas de proyección climática existentes,

tanto dinámicas como estadísticas, para los cálculos del peligro futuro y otras acciones preventivas.

- Los incendios tienden a repetirse en ciertas zonas. Consecuentemente, los impactos no son homogéneos. Anticiparse a los más indeseados requiere conocer cuáles son las zonas más críticas, y planificar las posibles respuestas con anterioridad. Para saber esto la estadística no es suficiente. Hay que tener bases de datos que permitan saber dónde han ocurrido los incendios de manera espacialmente explícita. Se precisan bases de datos cartográficas del pasado, que permitan conocer cuáles son los puntos de mayor riesgo ante la ocurrencia de un nuevo incendio.

- Las zonas de contacto entre el medio forestal y urbano (urbanizaciones sobre todo) constituyen el mayor problema de protección civil ocasionado por los incendios. A pesar de que ya existe legislación específica para la protección de la interfaz urbano-forestal, se deben buscar fórmulas que mejoren la eficacia en el cumplimiento de la misma e incorporar el riesgo de incendio en la planificación de todo desarrollo urbanístico en contacto con el medio forestal.

Referencias bibliográficas

Acero FJ, García JA, Gallego MC, Parey S, Dacunha-Castelle D (2014) Trends in Summer Extreme Temperatures over the Iberian Peninsula using Non-Urban Station Data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 119:39-53

Ainsworth EA, Long SP (2005) What have we learned from 15 years of free-air CO_2 enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO_2. *New Phytologist* 165:351-372

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Lim JH, Castro J, Demidova N, Allard G, Running SW (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684

Amatulli G, Peréz-Cabello F, de la Riva J (2007) Mapping lightning/human-caused wildfires occurrence under ignition point location uncertainty. *Ecological Modelling* 200:321-333

Amatulli G, Camia A, San-Miguel-Ayanz J (2013) Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Science of the Total Environment* 450-451:209-222

Andrews PL, Loftsgaarden DO, Bradshaw LS (2003) Evaluation of fire danger rating indexes using logistic regression and percentile analysis. *International Journal of Wildland Fire* 12:213-226

Badia-Perpinyà A, Pallares-Barbera M (2006) Spatial distribution of ignitions in Mediterranean periurban and rural areas: the case of Catalonia. *International Journal of Wildland Fire* 15:187-196

Baeza MJ, Valdecantos A, Alloza JA, Vallejo VR (2007) Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science* 18:243-252

Baeza MJ, Santana VM, Pausas JG, Vallejo VR (2011) Successional trends in standing dead biomass in Mediterranean basin species. *Journal of Vegetation Science* 22:467-474

Barros AMG, Pereira JMC (2014) Wildfire selectivity for land cover type: does size matter? *PLoS ONE* 9: e84760. doi:10.1371/journal.pone.0084760

Bedia J, Herrera S, Gutierrez JM, Zavala G, Urbieta IR, Moreno JM (2012) Sensitivity of fire weather index to different reanalysis products in the Iberian Peninsula. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 12:699-708

Bedia J, Herrera S, Martín DS, Koutsias N, Gutiérrez JM (2013) Robust projections of Fire Weather Index in the Mediterranean using statistical downscaling. *Climatic Change* 120: 229-247

Bedia J, Herrera S, Gutiérrez JM (2014a) Assessing the predictability of fire occurrence and area burned across phytoclimatic regions in Spain. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 14:53-66

Bedia J, Herrera S, Camia A, Moreno JM, Gutiérrez JM (2014b). Forest Fire Danger Projections in the Mediterranean using ENSEMBLES Regional Climate Change Scenarios. *Climatic Change* 122:185-199

Beguería S, Angulo-Martínez M, Vicente-Serrano SM, López-Moreno JI, El-Kenawy A (2011) Assessing trends in extreme precipitation events intensity and magnitude using non-stationary peaks-over-threshold analysis: a case study in northeast Spain from 1930 to 2006. *International Journal of Climatology* 31:2102-2114

Brotons L, Aquilué N, de Cáceres M, Fortin MJ, Fall A (2013) How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE* 8:e62392

Brunet M, Jones PD, Sigró J., Saladié O, Aguilar E, Moberg A, Della-Marta P, Lister D, Walther A, López D (2007) Temporal and spatial temperature variability and change over Spain during 1850-2005. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 112: D12117

Camia A, Durrant TH, San-Miguel-Ayanz J (2010) The European fire database: development, structure and implementation. 6th International conference on forest fire research, A20

Carracedo V, Liaño CD, García Codron JC, Rasilla DF (2009). Clima e incendios forestales en Cantabria: evolución y tendencias recientes. *Pirineos* 164:33-48

Chas-Amil ML, Touza J, García-Martínez E (2013) Forest fires in the wildland–urban interface: A spatial analysis of forest fragmentation and human impacts. *Applied Geography* 43:127-137

Christensen JH, Kanikicharla KK, Aldrian E, An SI, Cavalcanti IFA, de Castro M, Dong W, Goswami P, Hall A, Kanyanga JK, Kitoh A, Kossin J, Lau NC, Renwick J, Stephenson D, Xie SP, Zhou T (2013) Climate Phenomena and their Relevance for Future Regional Climate Change. Chapter 14. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. *Working group I contribution to the IPCC fifth assessment report (AR5). Climate Change 2013: The Physical Science Basis.* Cambridge University Press, Cambridge and New York

Collins M, Knutti R., Arblaster JM, Dufresne JL, Fichefet T, Friedlingstein P, Gao X, Gutowski Jr. WJ, Johns T, Krinner G, Shongwe M, Tebaldi C, Weaver AJ, Wehner M (2013) Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. Chapter 12. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. *Working group I contribution to the IPCC fifth assessment report (AR5). Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge and New York

Díaz-Delgado R, Lloret F, Pons X (2004) Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE Spain. *Landscape Ecology* 19:731-745

Espelta JM, Retana J, Habrouk A (2003) Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *Forest Ecology and Management* 179:401-414

Fernández J, Fita L, García-Díez M, Montávez JP, Jiménez-Guerrero P, Domínguez M, Romera R, López de la Franca N, Sánchez E, Liguori G, Cabos WD, Gaertner MA (2012) Escenarios-PNACC 2012: Resultados de regionalización dinámica. En: *Cambio Climático: Extremos e impactos*. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC). Serie A, Número 8

Fernández-Montes S, Rodrigo FS, Seubert S, Sousa PM (2013) Spring and summer extreme temperatures in Iberia during last century in relation to circulation types. *Atmospheric Research* 127:154-177

Fuentes-Santos I, Marey-Pérez MF, González-Manteiga W (2013) Forest fire spatial pattern analysis in Galicia (NW Spain). *Journal of Environmental Management* 128:30-42

Fujioka FM, Gill AM, Viegas DX, Wotton BM (2008) Fire danger and fire behavior modeling systems in Australia, Europe, and North America. En: Bytnerowicz A, Arbaugh M, Riebau A, Andersen C, editores. *Developments in Environmental Science*. Elsevier B.V., The Netherlands. pp. 471-497

Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63:90-104

González-Olabarria J, Mola-Yudego B, Pukkala T, Palahi M (2011) Using multiscale spatial analysis to assess fire ignition density in Catalonia, Spain. *Annals of Forest Science* 68:861-871

Gutiérrez JM, Ribalaygua J, Llasat C, Romero R, Abaurrea J, Rodríguez-Camino E (2012) Escenarios-PNACC 2012: Descripción y análisis de los resultados de regionalización estadística. En: *Cambio Climático: Extremos e impactos*. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC). Serie A, Número 8.

Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen O, Bouwer L, Braun A, Colette A, Déqué M, Georgievski G, et al. (2013) EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change* 1-16

Koutsias N, Arianoutsou M, Kallimanis A, Mallinis G, Halley J, Dimopoulos P (2012) Where did the fires burn in Peloponnisos, Greece the summer of 2007? Evidence for a synergy of fuel and weather. *Agricultural and Forest Meteorology* 156:41-53

Krawchuk MA, Moritz MA, Parisien M-A, Van Dorn J, Hayhoe K (2009) Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PLoS ONE* 4:e5102. Doi: 10.1371/journal.pone.0005102

Krawchuk MA, Moritz MA (2011) Constraints on global fire activity vary across a resource gradient. *Ecology* 92:121-132

Loepfe L, Martinez-Vilalta J, Oliveres J, Piñol J, Lloret F (2010) Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenisation determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259:2366-2374

Loepfe L, Rodrigo A, Lloret F (2014) Two thresholds determine climatic control of forest fire size in Europe and northern Africa. *Regional Environmental Change* 1-10

MAGRAMA (2012) Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/incendios_forestales_espa%C3%B1a_decenio_2001_2010_tcm7-235361.pdf Último acceso 24 de julio de 2014

MAGRAMA (2013) Anuario de estadística forestal 2010. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/AEF_2010_final_tcm7-226979.pdf Último acceso 24 de julio de 2014

Maraun D (2012) Nonstationarities of regional climate model biases in European seasonal mean temperature and precipitation sums. *Geophysical Research Letters* 39:L06706

Martínez-Fernández J, Chuvieco E, Koutsias N (2013) Modelling long-term fire occurrence factors in Spain by accounting for local variations with geographically weighted regression. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 13:311-327

Metzger MJ, Bunce RGH, Jongman RHG, Muecher CA, Watkins JW (2005) A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology & Biogeography* 14: 549-563

Millán MM, Estrela MJ, Bádenas C (1998) Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish Mediterranean coast. En: Moreno JM, editor. *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden. pp. 1-30

Moreno JM, Vázquez A, Vélez R (1998) Recent history of forest fires in Spain. En: Moreno JM, editor. *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 159-185

Moreno MV, Chuvieco E (2013) Characterising fire regimes in Spain from fire statistics. *International Journal of Wildland Fire* 22:296-305

Moreno MV, Conedera M, Chuvieco E, Pezzatti GB (2014) Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science & Policy* 37:11-22

Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB, Nakićenović N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP, Wilbanks TJ (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747-756

Nakićenović N (2000) Greenhouse Gas Emissions Scenarios. Technological *Forecasting and Social Change* 65:149-166

Pausas JG (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63:337-350

Pausas JG, Bladé C, Valdecantos A, Seva JP, Fuentes D, Alloza JA, Vilagrosa A, Bautista S, Cortina J, Vallejo VR (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 171:209-220

Pausas JG, Paula S (2012) Fuel shapes the fire-climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Global Ecology & Biogeography* 21:1074-1082

Pausas JG, Ribeiro E (2013) The global fire-productivity relationship. *Global Ecology & Biogeography* 22:728-736

Pereira MG, Trigo RM, da Camara CC, Pereira JMC, Leite SM (2005) Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal. *Agricultural and Forest Meteorology* 129:11-25

Pereira MG, Calado TJ, DaCamara CC, Calheiros T (2013) Effects of regional climate change on rural fires in Portugal. *Climate Research* 57:187-200

Pérez FF, Boscolo R (2010) Clima en España: Pasado, Presente y Futuro. Informe de evaluación del cambio climático regional. Clivar España. Disponible en: http://www.clivar.es/files/informe_clivar_final.pdf Último acceso 24 de julio de 2014

Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38:345-357

Rasilla DF, García-Codron JC, Carracedo V, Diego C (2010) Circulation patterns, wildfire risk and wildfire occurrence at continental Spain. *Physics and Chemistry of the Earth Parts* A/B/C 35:553-560

Retana J, Espelta JM, Habrouk A, Ordonez JL, Solà-Morales F (2002) Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large fire in northeastern Spain. *Ecoscience* 9:89-97

Rothermel R (1972) A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. Research Paper INT-115, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, p 40

Rounsevell MDA, Reginster I, Araújo MB, Carter TR, Dendoncker N, Ewert F, House JI, Kankaanpää S, Leemans R, Metzger MJ, Schmit C, Smith P, Tuck G (2006) A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems &*

Environment 114:57-68.

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrilo RM, Swetnam TW, Zavala MA (2102) Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158-169

Salvador R, Lloret F, Pons X, Piñol J (2005) Does fire occurrence modify the probability of being burned again? A null hypothesis test from Mediterranean ecosystems in NE Spain. *Ecological Modelling* 188: 461-469

San Miguel-Ayanz J, Rodrigues M, Santos de Oliveira S, Kemper C, Moreira F, Duguy B, Camia A (2012) Land cover change and fire regime in the European Mediterranean region. En: Moreira F et al, editores. *Managing forest ecosystems*. Springer. pp. 21-43

San-Miguel-Ayanz J, Moreno JM, Camia A (2013) Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 294: 11-22

Sitch S, Huntingford C, Gedney N, Levy PE, Lomas M, Piao SL, Betts R, Ciais P, Cox P, Friedlingstein P, Jones CD, Prentice IC, Woodward FI (2008) Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology 14*: 2015-2039

Stocker T, Dahe Q, Plattner GK (2013) *Working group I contribution to the IPCC fifth assessment report (AR5). Climate Change 2013: The Physical Science Basis.* Cambridge University Press, Cambridge

Tague C, Seaby L, Hope A (2009) Modeling the eco-hydrologic response of a Mediterranean type ecosystem to the combined impacts of projected climate change and altered fire frequencies. *Climatic Change* 93: 137-155

Taylor K, Stouffer RJ, Meehl GA (2012) An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93:485–498

Thanos CA, Daskalakou EN (2000) Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. En: Ne'eman G, Trabaud L, editores. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 79-90

Trigo RM, Pereira JMC, Pereira MG, Mota B, Calado TJ, DaCamara CC, Santo FE (2006) Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *International Journal of Climatology* 26: 1741-1757

Turco M, Llasat M, Hardenberg J, Provenzale A (2013) Impact of climate variability on summer fires in a Mediterranean environment (northeastern Iberian Peninsula). *Climatic Change* 116: 665-678

Vallejo VR, Alloza JA (1998) The restoration of burned lands: The case of eastern Spain. En: Moreno J.M. editor. *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 91-108

van der Linden P, Mitchell J (2009) ENSEMBLES: climate change and its impacts: summary of research and results from the ENSEMBLES project. Technical report. Met Office Hadley Centre, Exeter, UK

van Wagner C.E. 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index system. Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report 35, Ottawa

Vázquez A, Moreno JM (1993) Sensitivity of fire occurrence to meteorological variables in Mediterranean and Atlantic areas of Spain. *Landscape and Urban Planning* 24:129–142

Vázquez A, Moreno JM (1995) Patterns of fire occurrence across a climatic gradient and its relationships to meterological variables in Spain. En: Moreno JM, Oechel WC, editores. *Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, New York. pp. 408-434

Vázquez A, Moreno JM (1998) Patterns of Lightning-, and People-Caused Fires in Peninsular Spain. *International Journal of Wildland Fire* 8: 103-115

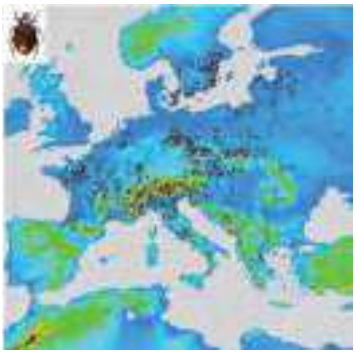
Vázquez A, Moreno JM (2001) Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Forest Ecology and Management* 147: 55–65

Verdú F, Salas J, Vega-García C (2012) A multivariate analysis of biophysical factors and forest fires in Spain, 1991–2005. *International Journal of Wildland Fire* 21: 498-509

Viedma O, Moreno JM, Rieiro I (2006) Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Environmental Conservation* 33: 212-222

Viedma O, Angeler DG, Moreno JM (2009) Landscape structural features control fire size in a Mediterranean forested area of central Spain. *International Journal of Wildland Fire* 18: 575-583

Xystrakis F, Kallimanis AS, Dimopoulos P, Halley JM, Koutsias N (2014) Precipitation dominates fire occurrence in Greece (1900–2010): its dual role in fuel build-up and dryness. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 14: 21-32



J.M. Lobo

Departamento de Biogeografía y Cambio Global., Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), C/ José Gutiérrez Abascal 2, 28006, Madrid
Correo electrónico: mcnj117@mncn.csic.es

35 ¿Debemos fiarnos de los modelos de distribución de especies?

Resultados clave

- Los resultados de los modelos de distribución están fuertemente condicionados por la calidad de la información de partida, lo que impide utilizar una muestra representativa capaz de generar predicciones útiles.

- Diversos tipos de factores condicionan la distribución de las especies, siendo necesario discriminar el efecto "puro" de los factores climáticos del que podría atribuirse a otras variables correlacionadas espacialmente con el clima.

- Los modelos de distribución que buscan representar la distribución actual de las especies, necesitan datos de ausencia fiables y predictores capaces de dar cuenta de los factores no climáticos que afectan a las distribuciones.

- Las simulaciones que solo utilizan la información ambiental proveniente de los datos de presencia, generan predicciones geográficas futuras de difícil validación, incapaces de representar la probabilidad de aparición de las especies.

Contexto

La carencia de datos sobre las modificaciones en la distribución y abundancia de los seres vivos debidas a los cambios climáticos, ha propiciado la utilización de diversas técnicas de modelización que, mediante el uso de los datos disponibles y diversos predictores, tratan de extrapolar la trayectoria que experimentarán las especies según diversos escenarios futuros. Estas modelizaciones de carácter correlacional se han impuesto en la literatura, tanto debido a su facilidad operativa como a la carencia de datos fisiológicos, demográficos o ecológicos que permitan obtener predicciones basadas en resultados empíricos. Desde 1995 el número de trabajos publicados sobre este tema en revistas científicas indexadas ha crecido exponencialmente de modo que, actualmente, alrededor de un trabajo es publicado cada día (Lobo et al. 2010, Hortal et al. 2012) ¿Hasta qué punto son fiables estos pronósticos? ¿Es posible minimizar o limitar los sesgos, los errores y las incertidumbres de estas predicciones?

Sin ánimo de desacreditar las posibilidades de un enfoque correlacional a la hora de ofrecer predicciones útiles para anticipar y mitigar los efectos del cambio climático sobre las especies, revisaré los principales inconvenientes y defectos de esta aproximación con el propósito de arrojar luz sobre sus verdaderas posibilidades. Me apoyaré, para ello, en estudios recientemente publicados, principalmente realizados con datos ibéricos. Si para la gran mayoría de la biodiversidad apenas poseemos información parcial sobre su distribución actual y/o pasada, y hay un gran desconocimiento sobre sus preferencias ambientales y tolerancias fisiológicas ¿Cómo debemos usar estos datos para ofrecer estimas razonables sobre la modificación de los tamaños poblacionales y los límites de distribución ante el cambio climático previsto?

Mirando un mapa

Empecemos por un típico mapa de distribución tal y como se presenta en un atlas cualquiera (Figura 1). Se trata de la distribución de *Osmoderma eremita* (Scopoli), un coleóptero europeo de la familia Scarabaeidae cuyas larvas se desarrollan en árboles huecos y cuyas poblaciones parecen haber disminuido a lo largo de todo su rango de distribución. Por esa razón, la especie está protegida en la mayoría de los países europeos, y se le ha dado la más alta prioridad de acuerdo a la Directiva de Hábitats de la UE. Si examinamos su distribución

Figura 1.

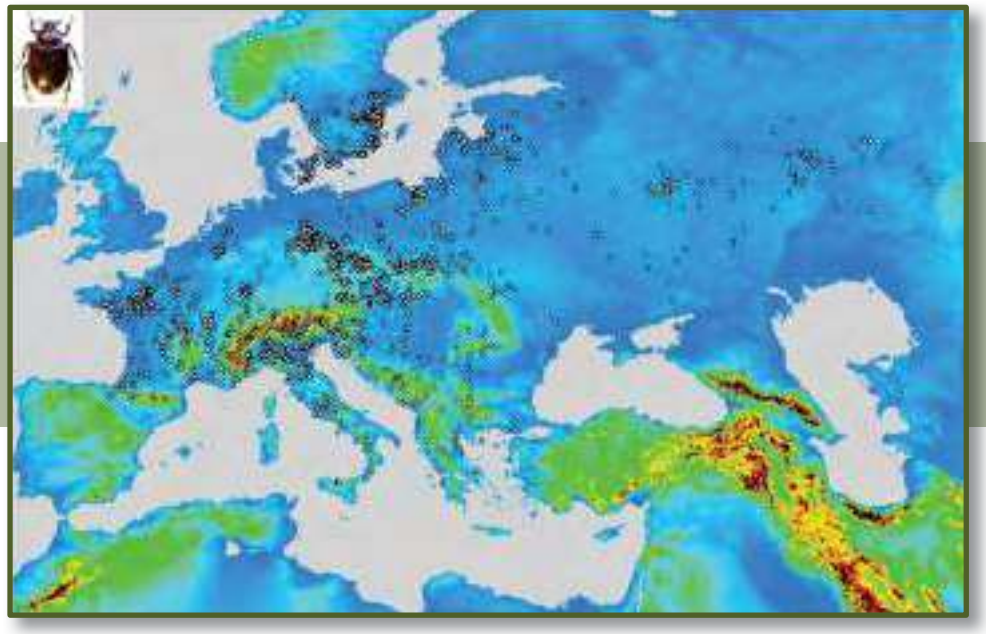


Figura 1. Distribución de Osmoderma eremita sobre un mapa topográfico de Europa.

Fuente: Elaborado a partir de Ranius et al. (2005).

(Ranius et al. 2005), observaremos varios detalles que suelen ser comunes en nuestras representaciones de las distribuciones de especies.

Por una parte, nos damos cuenta de que la densidad de los puntos con los que se suelen reflejar las localidades en donde se ha observado la especie es desigual. Esta densidad es alta en algunas zonas de Centroeuropa y los Alpes, pero baja en Europa del Este o Rusia. Evidentemente, la densidad de estos puntos no necesariamente refleja la frecuencia de aparición de la especie, sino que, probablemente, sigue criterios de oportunidad relacionados con el esfuerzo de colecta diferencial realizado en distintas regiones. De este modo, sesgos de prospección asociados a la cantidad de investigadores, densidad de población, disponibilidad de comunicaciones, etc. podrían estar influyendo sobre esta representación. Como en estos mapas y en las bases de datos que los han permitido generar, se obvian frecuentemente aquellas observaciones repetidas pertenecientes a una misma localidad, la variación espacial en el esfuerzo que percibimos debe ser todavía mucho mayor. Es probable que muchos de los puntos individuales de Centroeuropa representen en realidad conjuntos de observaciones.

Sin ánimo de ser exhaustivo, diversos trabajos han constatado desde hace tiempo, que los datos disponibles sobre la distribución geográfica de la gran mayoría de los organismos están sesgados. Que cuando se consideran conjuntamente, estos mapas reflejan, básicamente, el esfuerzo de colecta y no la distribución de la riqueza de especies, y que no permiten obtener una imagen fiel de las condiciones ambientales sobre las que pueden vivir las especies (p.ej.,Dennis et al., 1999, Hortal et al. 2007 y 2008, Boakes et al. 2010, Rocchini et al. 2011, Ballesteros-Mejia et al. 2013, Yang et al. 2013 o Duputie et al. 2014). En nuestro país diversos estudios han mostrado que estas carencias y sesgos son la regla, sobre todo en grupos con una alta diversidad (Ferrer et al. 2006, Romo et al. 2006, Lobo et al. 2007, Sánchez-Fernández et al 2011, Medina et al 2013). Las consecuencias de esta falta de calidad en los datos primarios son, a mí juicio, principalmente dos: una que atañe a lo que realmente muestran estas representaciones y otra que afecta a la gestión de los escasos recursos destinados a conocer la influencia del cambio climático sobre la distribución de nuestra fauna y flora. Como se ha demostrado matemáticamente hace poco (Aarts et al. 2012) y hemos ilustrado hace tiempo (Lobo 2008a), los resultados de estas predicciones no hacen sino mostrar la frecuencia de los propios puntos utilizados en el proceso de construcción del modelo (Figura 2), siendo altamente dependientes de la naturaleza y estructura de los datos de partida. Así, en la mayoría de las ocasiones, estamos prediciendo los propios datos incluidos en el modelo y las medidas de validación, inconsistentes y mal utilizadas, que pretenden avalar la coherencia de estas simulaciones (ver más adelante) ofrecen estimas de precisión también falseadas, al basarse en esos mismo datos sesgados. ¿Cómo vamos a obtener valores de probabilidad que reflejen la frecuencia de aparición de una especie si los datos de partida reflejan la frecuencia de colecta? Desde el punto de vista de la gestión, el no reconocimiento de estas carencias en la información biológica, implica destinar fondos y recursos a la creación de simulaciones basadas en la aplicación de técnicas de parametrización complejas sobre datos incompletos y sesgados, en vez de facilitar y promover estructuras estandarizadas de toma de datos biológicos (Observatorios de la Biodiversidad) que nos puedan permitir realizar un seguimiento y unas simulaciones coherentes y eficaces.

Sigamos mirando el mapa (Figura 1) y fijémonos en que existen regiones en las que no se ha observado a la especie y probablemente es cierto, como en el caso del Reino Unido o Córcega, y otras en las que la ausencia puede considerarse dudosa como en algunas zonas de Bulgaria, Ucrania o Azerbaiyán. La ausencia verdadera o altamente probable es un dato imprescindible para poder derivar la distribución de un organismo, pero no

Figura 2.

Figura 2. Predicciones realizadas con MaxEnt (paneles de la derecha) utilizando datos de patrones irreales sin relación aparente con variables ambientales (paneles de la izquierda). Se han usado las opciones por defecto y las mismas variables ambientales utilizadas en el ejemplo proporcionado por el tutorial del programa para predecir estos patrones irreales. En el caso de la palabra "ERROR" el modelo se realizó utilizando únicamente una décima parte de los puntos que constituyen esa palabra. Estos simples ejemplos demuestran que es posible predecir prácticamente cualquier patrón espacial, utilizando algoritmos de modelización complejos y variables ambientales que no tengan relación causal con la variable dependiente.

Fuente: Elaboración propia.

todas las ausencias poseen el mismo valor (ver Lobo et al. 2010). La falta de observación de una especie en una localidad alejada ambiental y espacialmente de aquellas otras en las que se conoce su presencia, aporta poco al conocimiento de los patrones de distribución y sus causas. Información del tipo "no hay elefantes en la Antártida" es poco útil para estimar la distribución de los elefantes. Las ausencias reveladoras son aquellas próximas ambiental y geográficamente a las observaciones conocidas en las que aparece la especie pero ¿cómo obtenerlas?

Si la presencia de una especie en una localidad es una evidencia empírica, su ausencia es, en parte, una cuestión probabilística. Una intensificación progresiva del esfuerzo de colecta permite asegurar, cada vez con mayor certidumbre, que la especie de interés no está presente, pero ello requiere esfuerzos repetidos y generosos. En el caso de nuestro mapa, confiamos en las ausencias del Reino Unido porque sabemos que allí existe una gran tradición de estudio y mucho esfuerzo de colecta. Sin embargo, no estamos tan seguros de las ausencias en el caso de Ucrania o Azerbaiyán. Desafortunadamente, nuestro

análisis no puede ser más detallado porque los Atlas y las bases de datos de biodiversidad no suelen ofrecer información sobre el esfuerzo de colecta desarrollado en cada una de las localidades, y porque observaciones repetidas de una misma especie en una localidad se consideran redundantes y se omiten, generalmente, cuando sin embargo ofrecen una valiosa información sobre la frecuencia de aparición de una especie. Si una especie ha sido observada cien veces en una localidad es factible asumir que la ausencia de una especie hermana en esa misma localidad sea probable, pero ¿qué decir cuando se posee un único dato de presencia? Necesitamos bases de datos exhaustivas que recojan toda la información existente, pero también necesitamos discriminar para cada grupo de organismos donde se encuentran las regiones exploradas y las inexploradas. Es decir, elaborar una cartografía que represente el esfuerzo de colecta realizado o mejor, la probabilidad de obtener inventarios fiables (Rocchini et al. 2011). Así, aquellas localidades relativamente bien prospectadas en las que no se haya observado una especie podrán considerarse ausencias fiables o, en todo caso, podrá asignárseles un peso proporcional al esfuerzo realizado en ellas ¿Qué podemos predecir si no tenemos datos de ausencia fiables y cualquier localidad aparentemente no colonizada podría contener una presencia de la especie? ¿Cómo vamos a realizar predicciones fiables sobre la distribución de una especie si la información disponible refleja sesgos de muestreo desconocidos o no considerados?

Obtener ausencias fiables es, por tanto, esencial. Diversos métodos pueden permitirnos obtener esta información de nuestras bases de datos asumiendo que éstas reflejan, aunque sea parcialmente, el esfuerzo de colecta realizado. Las curvas de acumulación en las que se representa la creciente completitud en los inventarios según se incrementa el esfuerzo de colecta son una posibilidad (Chao & Jost 2012), como lo son diversos estimadores no-paramétricos (Hortal et al. 2006). En estos análisis puede utilizarse el número de registros como un sustituto del esfuerzo de colecta (Lobo 2008b) para discriminar las localidades con inventarios relativamente fiables de aquellas otras todavía insuficientemente muestreadas en las que se deben realizar prospecciones adicionales (Hortal & Lobo 2005, Aranda et al. 2011, Medina et al. 2013). La utilización de este procedimiento permite asumir que la ausencia de una especie en una localidad con inventarios fiables sea relativamente cierta y, por tanto, que este dato pueda utilizarse en modelos predictivos de distribución (Lobo & Martín-Piera 2002). Desafortunadamente, todavía no poseemos una herramienta de fácil manejo con capacidad para realizar estas selecciones en unidades espaciales de diferente resolución y sobre amplios territorios.

Por último, nuestro mapa-ejemplo nos permite reconocer también que existen fronteras más o menos difusas más allá de las cuales la especie no ha sido observada; límites en los que la frecuencia de aparición debe aproximarse a cero ¿Cuál puede ser la causa del límite de distribución septentrional? Como estamos tratando con una especie poiquiloterma (cuya temperatura fluctúa según la temperatura ambiental), podemos sospechar que este límite esté relacionado con la disminución del periodo climáticamente favorable, con las temperaturas mínimas o con la propia presencia de árboles en los que puedan desarrollarse las fases larvarias. ¿Por qué no se ha observado la especie en islas como Irlanda, Córcega o Mallorca? ¿Por qué no está presente en el Norte de África, o en Turquía? ¿Por qué apenas ha colonizado la península ibérica cuando en Italia o Grecia se la observa en localidades meridionales bajo similares condiciones templado-cálidas? La capacidad de colonización, la dispersión desde posibles refugios Pleistocénicos o la alteración del hábitat pueden ser explicaciones razonables a estas preguntas, pero el corolario es que las causas de los límites de distribución no son, muy probablemente, las mismas a lo largo del rango de distribución de una especie. ¿Cómo podemos entonces estimar correctamente los límites de distribución si no acudimos a los factores que permiten explicar cada frontera? ¿Podemos realizar predicciones razonables ante escenarios de cambio climático sin considerar el peso de estos otros factores no-climáticos?

Presente, ausente y en equilibrio

Las especies viven en sitios favorables, pero no en todos. Esta afirmación supone: i) que existen unas condiciones ambientales para cada especie en las que el crecimiento demográfico es positivo (su "nicho") y otras en las el crecimiento demográfico neto es negativo o inexistente, y ii) que los limitantes de dispersión, los procesos históricos y otros efectos contingentes impiden o dificultan constantemente los procesos de colonización.

El primer supuesto soslaya que pueden existir presencias en zonas relativamente desfavorables (Pulliam 2000), pero también el papel de la plasticidad fenotípica, la aclimatación (Wilson & Franklin 2002) o la microevolución por selección natural a condiciones locales (Ellner 2013). Pero además, el razonamiento que lo sustenta es circular. Nuestra carencia de datos fisiológicos y experimentales para la gran mayoría de las especies, nos ha conducido por el camino fácil de medir el "nicho" de una especie a través de las condiciones ambientales existentes en los lugares donde se la encuentra. Pero la distribución no tiene por qué reflejar el "nicho" debido a los procesos contingentes anteriormente mencionados (ver Figura 3). No es de extrañar, entonces, que la especie habite en los sitios favorables, si esta favorabilidad ha sido previamente establecida acudiendo a los sitios habitados.

El segundo supuesto está relacionado con la falta de equilibrio de las distribuciones con las condiciones ambientales y, en especial, con el clima. Este desequilibrio está en la propia base de las cuestiones que han dado lugar a la fundación de la Biogeografía como ciencia (Hortal et al. 2012) ¿Por qué lugares alejados con similares condiciones climáticas poseen floras funcionalmente semejantes pero filogenéticamente dispares? La ausencia de una especie puede deberse a diferentes motivos (Lobo et al. 2010), siendo la falsa ausencia debida a los sesgos de colecta la que más inconvenientes causa a la hora de establecer modelos de distribución fiables (Fig. 3). Las ausencias "contingentes", que aparecen como consecuencia de la falta de equilibrio en las distribuciones (debido a la dispersión, factores históricos, interacciones bióticas, etc.), son reales y obligan a que los modelos tengan que incluir predictores capaces de dar cuenta de ellas (Sutherst 2014). Si las localidades favorables pero no colonizadas poseen condiciones climáticas particulares, el "nicho" extraído de los datos de distribución será incompleto. Además, cuando la ubicación de estas localidades sigue un gradiente climático o ambiental,

Figura 3.

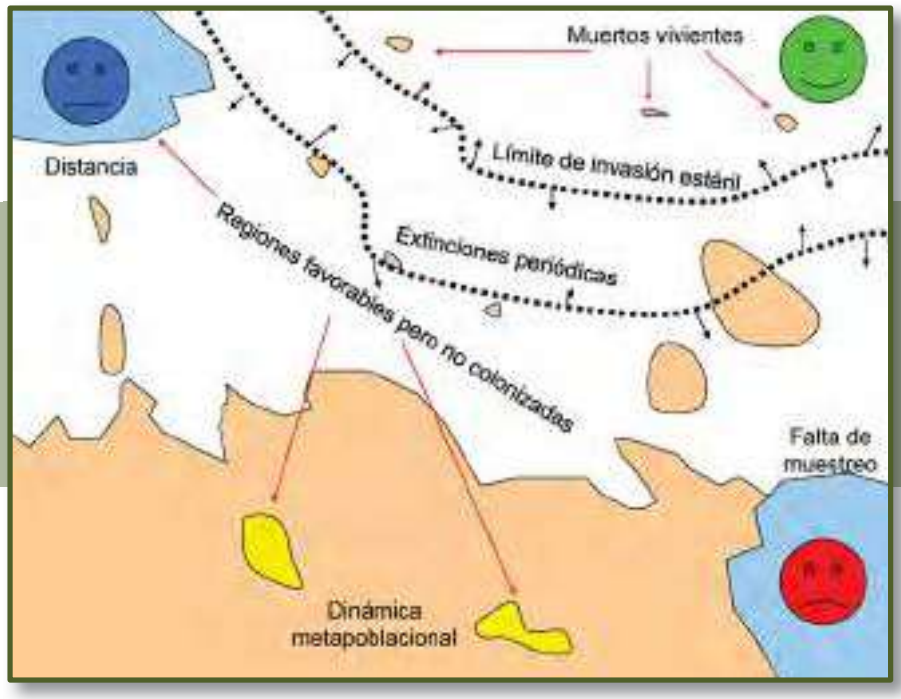


Figura 3. Esquema ejemplificando una hipotética distribución. Dentro del área de distribución más o menos continua de una especie pueden existir zonas favorables inhabitadas debido a la dinámica metapoblacional (en amarillo), zonas favorables que se consideren como ausencias (en azul), bien debido a la falta de prospección (ausencias metodológicas; "smile" rojo) o a la actuación de limitantes de dispersión (ausencias contingentes; "smile" azul). Puede haber incluso presencias en zonas relativamente desfavorables, en las que las tasas de crecimiento demográfico neto son negativas y las poblaciones se mantienen gracias a la inmigración desde las zonas favorables hasta más allá del límite de invasión estéril ("muertos vivientes"). Las ausencias climáticas o ambientales ("smile" verde) aparecen a partir de esta zona. Téngase en cuenta que las zonas favorables pero no colonizadas pueden poseer condiciones ambientales o climáticas particulares no representadas en el área ocupada, de modo que el "nicho" derivado de la distribución sea menor que el real.

Fuente: Elaboración propia.

la covariación entre clima y posición espacial impedirá estimar inequívocamente el efecto climático. Si una especie es endémica de las sierras del sur de la península ibérica, la posición espacial y las condiciones climáticas covarían ¿Cuáles son en este caso las variables capaces de explicar su distribución? ¿Las condiciones climáticas imperantes en las localidades con observaciones actuales o los factores históricos y de otro tipo que han promovido su presencia en esta zona? (ver Linares et al. 2011).

La existencia de equilibrio se ha esgrimido frecuentemente como un requisito fundamental para realizar modelos de distribución utilizando variables climáticas (Pearson & Dawson 2003). Las especies deben de estar en un estado de equilibrio o pseudo-equilibrio con las condiciones climáticas. Es decir, deben de haber ocupado la mayor parte de sus condiciones favorables. Este argumento resulta clarificador y engañoso a la vez. Clarificador, porque reconoce que los limitantes de dispersión o las interacciones bióticas afectan a las distribuciones de los organismos y dificultan encontrar parámetros adecuados para expresar correctamente la función del clima. Pero engañoso, porque la falta de equilibrio es probablemente la norma en la distribución de los organismos (Araújo & Pearson 2005, Monahan 2009), y porque otro tipo de factores no climáticos y circunstanciales pueden ser los causantes de los limites de distribución, ofreciendo la falsa impresión de equilibrio.

Tanto la distribución de los organismos unicelulares (Fontaneto & Hortal 2013) como la del hombre están influidas por los limitantes de dispersión: ha habido poblaciones humanas en el Ártico pero no en la Antártida, hasta recientemente. El requerimiento de equilibrio con las condiciones climáticas es una exigencia incompatible con los datos reales. Erróneamente se asume que el patrón de variación espacial en las distribuciones puede atribuirse en su totalidad a las variaciones climáticas, sin considerar que el aparente efecto del clima puede deberse a otros factores con una estructura espacial similar a la del clima. Es el clásico dilema entre correlaciones y causas (Shipley 2000), magnificado en el caso de las distribuciones de especies por la falta de independencia y la covariación en la estructura espacial de los distintos tipos de predictores relevantes. Algunos autores han tratado de discriminar el efecto puro del clima del debido a otros factores simplemente incluyendo covariables como el rango altitudinal (Lassueur et al. 2006, Austin & Van Niel 2011), utilizando regresiones parciales tras incluir otros predictores relevantes (Aragón et al. 2010a, Márquez et al. 2011, Muñoz et al. 2013, Real et al. 2013) o comparando la capacidad predictiva diferencial de distintos tipos de modelos (García-Valdés et al. 2013). Como era de esperar, el efecto "puro" del clima disminuye de manera importante cuando se utilizan estos procedimientos minimizándose, por tanto, las tasas de cambio en las distribuciones predichas ante escenarios de cambio climático. ¿Cuáles son las predicciones más cercanas a la realidad? Pocos estudios han tratado de evaluar este tipo de modelos correlacionales utilizando datos de distribución provenientes de un periodo distinto. Cuando así se hace (Araújo et al. 2005, Kharouba et al. 2009, Rubidge et al. 2011, Eskildsen et al. 2013, Ko et al. 2013, Watling et al. 2103), los resultados constatan con claridad la limitada capacidad de esta aproximación, pero también la necesidad de incluir otras variables no climáticas, la sobrevaloración de los resultados obtenidos cuando la evaluación se realiza sobre los datos de un único

periodo, o la incapacidad de las medidas de validación al uso para dar cuenta de importantes diferencias en las representaciones geográficas.

Tener en cuenta la falta de equilibrio de las distribuciones con el clima requiere considerar datos de ausencia fiables y predictores capaces de dar cuenta de esas ausencias. No puede ser de otro modo. Pero también requiere poseer una muestra representativa de datos que refleje el gradiente ambiental que se pretende predecir, precaución a la hora de elegir las variables explicativas que acompañarán a las variables climáticas, así como limitar la extensión del área de estudio a la región en la que es menos probable que actúen estos limitantes de dispersión (Acevedo et al. 2012). Un modelo correlacional capaz de predecir con éxito la probabilidad de aparición de una especie en localidades desconocidas, pero incluidas dentro del tiempo y el rango de condiciones de los datos observados (interpolación), no necesita obligadamente predictores realmente causales. Una muestra representativa que incluya datos de presencia-ausencia, abundancia o frecuencia y un mecanismo de validación eficiente pueden ser suficientes.

La variedad de técnicas de modelización y simulación existentes permite obtener predicciones cabales siempre y cuando la muestra sea representativa de la población objeto de estudio. Si podemos predecir cuál será la composición del parlamento efectuando un número reducido de entrevistas bien repartidas entre las distintas características de los votantes (estrato social, provincia, sexo, etc.). ¿Por qué no vamos a poder predecir la distribución de una especie si poseemos datos fiables (presencia y ausencia) bien repartidos a lo largo de su territorio? Ahora bien, realizar un modelo correlacional en el que la función predictiva sea capaz de ofrecer estimas fiables en otro tiempo o más allá de las condiciones de los datos de partida (extrapolación), como es el caso de las predicciones en escenarios climáticos futuros, requiere inevitablemente conocer el verdadero efecto del clima sobre la distribución de las especies. La covariación espacial entre el clima y otro tipo de factores será siempre la norma en estas situaciones, por lo que las representaciones geográficas deberían siempre reflejar la incertidumbre de las predicciones según sea el peso que se puede atribuir al clima: desde el mínimo efecto "puro" de las variables climáticas, al máximo efecto "combinado" que el clima puede representar cuando otras variables predictoras covarían con él y no puede discernirse su efecto incontrovertiblemente.

Evaluación

Si los resultados de modelos de distribución han de considerarse con mucha precaución ¿Por qué la literatura está repleta de trabajos en los que las predicciones de estos modelos se consideran eficientes? La incongruencia se explica cuando se estudian las medidas utilizadas en el proceso de evaluación. Como el resultado de un modelo de distribución es una variable continua y nuestros datos de partida suelen ser binarios (presencia-ausencia), es necesario encontrar un punto de corte por encima y por debajo del cual se considere que la especie está presente o ausente, respectivamente. El punto de corte ideal está relacionado con la prevalencia de la especie o proporción de localidades habitadas (Acevedo & Real 2012), un parámetro generalmente desconocido que podría estimarse a partir de un muestreo representativo. La aplicación de este punto de corte permite elaborar una matriz de confusión en la que es posible computar diversas métricas capaces de medir nuestro acierto en las predicciones (Fielding & Bell 1997). El área bajo la curva (AUC) derivada de los diagramas ROC (*receiver operating characteristic*) es, sin duda, la más conocida y utilizada medida para la evaluación de estos modelos. En estas curvas se grafica la relación entre la frecuencia de acierto en las presencias respecto a la frecuencia de falsos positivos (ausencias erróneamente predichas como presencias o errores de comisión) para diferentes puntos de corte, y el área bajo esa relación es considerada una medida de la capacidad del modelo independientemente del punto de corte que se utilice.

El uso de AUC como medida de evaluación en los modelos de distribución tiene varios inconvenientes (Lobo et al. 2008, Jiménez-Valverde 2012), pero el más importante es que la tasa de acierto en las ausencias aumenta a medida que incrementamos el área de estudio. Para una misma especie, aumentar el área de estudio implica disminuir su prevalencia e incrementar las posibilidades de acertar correctamente. Predecir que los elefantes no se encuentran en la Antártida no tiene mérito y si nuestra medida computa este resultado como un acierto nos está ofreciendo una imagen sobrevalorada de poder predictivo. Buena parte del éxito de los modelos de distribución correlaciónales, surge con la publicación en 2006 del trabajo de Jane Elith y colaboradores, en el que se compara la eficacia de distintas técnicas utilizando AUC como medida principal de evaluación. Seis años más tarde y utilizando los mismos datos, uno de los coautores de aquel trabajo (Hijmans 2012) reanaliza los resultados, corrigiendo el efecto de la distancia geográfica entre los datos utilizados para realizar y validar el modelo. Los resultados obtenidos muestran que estos modelos son claramente inconsistentes y que su capacidad predictiva dista mucho de ser la que inicialmente se creía, pues las presencias y las ausencias elegidas al azar suelen tener valores de probabilidad similares. Las implicaciones de este estudio pueden ampliarse a otras medidas de evaluación frecuentemente utilizadas como el índice kappa o el *true skill statistics* y, hasta ahora, apenas han tenido repercusión en la literatura, aunque suponen un serio varapalo a la confianza en los resultados de los modelos de distribución de especies.

Una última cuestión de interés en la validación de los modelos de distribución es que su eficacia suele medirse, casi exclusivamente, considerando su poder de discriminación. Es decir, su capacidad para separar las ausencias de las presencias tras elegir un punto de corte sobre los valores continuos predichos. Sin embargo, la efectividad de un modelo puede también medirse considerando si las probabilidades de presencia predichas reflejan la proporción de presencias observadas (calibración o fiabilidad). Una probabilidad predicha de 0.3 en una localidad significaría que en el 30% de las observaciones debería aparecer la especie. En este caso no es necesario acudir a un punto de corte y la calidad del modelo se estima acudiendo a todo el conjunto de valores continuos obtenidos. La calidad de los modelos de distribución de especies apenas ha sido evaluada teniendo en cuenta las distintas métricas que miden la fiabilidad, cuando estas medidas serían mucho más eficaces a la hora de decidir la eficiencia de un modelo que deseamos transferir en el espacio o en el tiempo (Jiménez-Valverde et al. 2013).

Probable y potencial

Si las condiciones climáticas de las zonas en las que una especie está ausente pueden ser favorables y esas ausencias son frecuentemente debidas a factores no climáticos ¿necesitamos información fiable de las ausencias para predecir cuál puede ser la distribución en el futuro? Como hemos visto, las ausencias son necesarias para poder considerar los factores que generan el desequilibrio de las distribuciones con el clima. Ahora bien, teniendo en cuenta lo difícil que es encontrar ausencias fiables en algunos grupos o regiones ¿podemos utilizar únicamente la información que proporcionan las presencias para elaborar predicciones de distribución razonables?

La carencia de información fiable sobre las ausencias ha propiciado el uso de los denominados *presence-only-models* en los que, en vez de "verdaderas" ausencias se utilizan pseudoausencias, en la mayoría de las ocasiones seleccionadas al azar dentro del territorio considerado (*background absences*). Se trata del clásico procedimiento que compara las condiciones ambientales de los datos de presencia disponibles (uso) respecto a las existentes en todo el territorio considerado (disponibilidad). Son las denominadas *Resource Selection Functions* (Johnson 1980) introducidas en los años 80 para estimar la probabilidad de aparición de una especie en distintos tipos de hábitats. En la actualidad, buena parte de los programas más exitosos en la elaboración de modelos predictivos de distribución realizan esta comparación para ofrecer sus predicciones y la literatura está repleta de estudios que realizan esta práctica. Aunque se conocía que el efecto de la utilización de diversos tipos de pseudoausencias, más o menos alejadas ambiental o espacialmente del universo de las presencias, ejercía una importante influencia sobre las representaciones obtenidas (Chefaoui & Lobo 2008), recientemente se ha demostrado matemáticamente que este tipo de procedimientos no pueden estimar la probabilidad de aparición de una especie (Hastie & Fithiam 2013) y que sólo reflejan la intensidad de los propios datos de partida (Aarts et al. 2012). Cuando realizamos un modelo de este tipo el resultado final se parece sospechosamente demasiado a los propios datos de partida (Figura 2) y las evaluaciones con esos mismos datos ofrecen poderes de discriminación inevitablemente altos.

Las localidades en la que se ha observado una especie nos ofrecen, sin embargo, una información valiosa sobre las condiciones en las que ésta puede habitar (Figura 4). Sabemos que, en muchos casos, las colectas que hemos realizado están lejos de seguir los protocolos de un muestreo estandarizado clásico (por ejemplo, muestreos al azar o estratificados) y sabemos también que los datos de presencia son, en ocasiones, insuficientes y sesgados. A pesar de ello, y conociendo que existen localidades en las que puede observarse una especie sin que exista un crecimiento poblacional neto positivo (Figura 3), esta información es, en la inmensa mayoría de las ocasiones, la única fuente de conocimiento empírico sobre las condiciones en las que una especie puede habitar. Cuando se representan geográficamente estas condiciones se obtiene una inferencia de distribución potencial: una imagen provisional de las localidades habitables por una especie cuando el conjunto de factores contingentes que impide la colonización de ciertas regiones deja de actuar. Al contrario que en el caso de la distribución "real", actual o realizada, la cual necesita ausencias fiables y predictores capaces de dar cuenta de esas ausencias para ofrecer estimas creíbles (Jiménez-Valverde et al. 2008), la distribución potencial no puede validarse utilizando datos reales de distribución, pues estos siempre pueden estar influidos por los factores contingentes que impiden la aparición de la especie en localidades *a priori* favorables. Las predicciones acerca de una distribución realizada son estimas de probabilidad (probable es aquello con razones fundadas para suponer que se verificará o sucederá), mientras que las predicciones sobre una distribución

Figura 4.

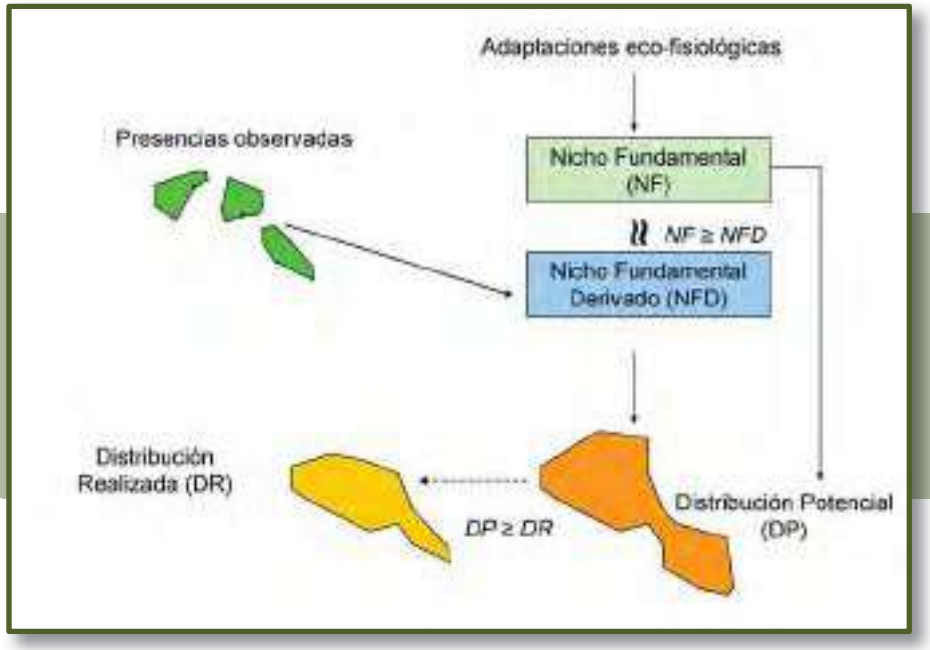


Figura 4. Datos fisiológicos y ecológicos básicos que podrían ayudar a determinar el "nicho" de las especies, concretamente el nicho térmico. Sin embargo, las condiciones ambientales de las localidades en las que se ha observado una especie solo nos proporcionan una imagen parcial de ese nicho (NFD) que, cuando se representa en el espacio geográfico, nos ofrece una imagen de la distribución potencial de la especie.

Fuente: Elaboración propia.

potencial son posibles (que pueden suceder o existir). La distribución potencial climática de una especie podría inferirse utilizando datos de presencia-ausencia, pero para ello se necesita minimizar el peso de aquellos factores contingentes capaces de propiciar la ausencia de una especie bajo condiciones favorables (Acevedo et al. 2012). Otra aproximación para estimar, al menos parcialmente, el conjunto de localidades favorables según unas determinadas condiciones ambientales consistiría simplemente en discriminar aquellas localidades con condiciones similares a los lugares de presencia observada. Los datos geográficos ofrecerían una representación parcial del "nicho" de una especie que podría trasladarse al espacio geográfico siguiendo un simple proceso de intersección generalizada de conjunto o *Multidimensional Enveloping* (Jiménez-Valverde et al. 2011)

Como la presencia es, en la mayoría de las ocasiones y para muchos grupos de organismos, la única información disponible, los resultados de aplicar este procedimiento para estimar la distribución potencial de los organismos pueden servir para ofrecer mapas de riesgo en el caso de especies invasoras (Aragón et al. 2010b), decidir la ubicación de nuevas áreas a prospectar (Sánchez-Fernández et al. 2011a), estimar el grado de equilibrio en las distribuciones (Sánchez-Fernández et al. 2012) o predecir los posibles efectos del cambio climático sobre las distribuciones (Aragón & Lobo 2012). En todos estos casos las predicciones no son, en realidad, escenarios que reflejen la probabilidad de aparición de la especie, sino escenarios que representan la posibilidad de que las localidades posean condiciones similares a las que se dan en las localidades en las que se ha observado a la especie. Varias fuentes de incertidumbre afectan a los resultados de estas simulaciones, siendo las principales la identidad y el número de las variables explicativas que se utilicen (Beaumont et al. 2005) o la falta de datos geográficos capaces de maximizar la representación del "nicho" de las especies (Sánchez-Fernández et al. 2011b). En esta aproximación es clave incluir el mayor espectro de localidades con observaciones de presencia disponibles, tal vez incluso incorporando aquellas provenientes de los lugares ocupados en los que no hay crecimiento demográfico neto positivo (Figura 3). Se trata, básicamente, de identificar las condiciones en los límites ambientales y/o geográficos de la distribución, en vez de establecer curvas de respuesta basadas en unas frecuencias de observación a menudo influenciadas por los sesgos de colecta. En este caso, sólo se deben eliminar los registros de presencia claramente equivocados debido a una errónea adscripción taxonómica o a un fallo en la georeferenciación, pero se debería evitar cualquier mecanismo de detección automática de *outliers* que rechace datos capaces de reflejar los límites de tolerancia de las especies.

En conclusión

El repaso efectuado arroja dudas sobre la capacidad de estas técnicas de modelización para ofrecer predicciones útiles ante el cambio climático. Conviene recordar que el establecimiento de correlaciones y el estudio de patrones, es la base de gran parte del conocimiento científico y que, en muy contadas ocasiones, somos capaces de descubrir las causas últimas de un fenómeno natural. Podemos utilizar los modelos de distribución de especies y debemos usarlos porque, a corto y medio plazo, no vamos a tener otra fuente de conocimiento sobre las respuestas ante el cambio climático para la gran mayoría de la biodiversidad. Eso sí, debemos aplicar estos modelos correlacionales conociendo sus limitaciones e incapacidades y, para ello, es conveniente repasar las lecciones generalmente olvidadas que nos ha proporcionado la larga historia de un empeño científico destinado a conocer y predecir la distribución de los organismos (Sutherst 2014). Buscando la opinión de los que conocen la historia natural de las especies, debemos buscar el efecto único o puro del clima, introduciendo otras variables que tengan sentido biológico o biogeográfico. Debemos utilizar información fiable sobre las ausencias y circunscribir el área de trabajo a aquella en la que los limitantes de dispersión tengan una menor probabilidad de actuar. Si, desgraciadamente, no podemos conseguir ausencias, siempre podremos trabajar únicamente con los datos de presencia, pero evitando aproximaciones que reflejan el propio patrón de distribución de los datos de partida. Y no sería mala cosa mostrar siempre cual es la distribución espacial de la incertidumbre en nuestras predicciones. A fin de cuentas, la estimación del error es, probablemente, una de las señas de identidad del trabajo científico.

El incremento exponencial en la capacidad de cómputo de nuestros ordenadores, junto a la disponibilidad de información ambiental y biológica digitalizada, han significado una oportunidad de estudio y una explosión de trabajos. Buena parte del esfuerzo realizado en este campo hasta ahora, ha tratado de encontrar la técnica o el algoritmo de modelización con mayor capacidad. Tengo el convencimiento de que estas cuestiones no son excesivamente relevantes y que el esfuerzo debe orientarse hacia mejorar la calidad de los datos primarios con los que se alimentan este tipo de modelos. Buena parte de estos datos se encuentran dispersos en la literatura y en las propias "redes neuronales" de los naturalistas. A veces, los propios investigadores conocen las localidades en las que no se ha colectado una especie, a pesar de haber realizado un esfuerzo de colecta importante (nadie publica un trabajo que lleve por titulo "las especies que no he colectado"). Necesitamos una administración valiente e informada, capaz de promover la digitalización exhaustiva de la información faunística y florística recogida durante décadas y, capaz también, de establecer una red de observatorios sobre la biodiversidad que nos permita recabar nuevos datos y vigilar los cambios.

Se ha sugerido que si se utilizasen estos modelos correlaciónales siguiendo otras pautas, la estima de la magnitud del cambio debida al clima seria mucho menor de la que nos ofrecen ahora. Tal vez los mensajes excesivamente alarmistas no sean los más indicados para promover estrategias y actuaciones eficaces. Si una parte de nuestra fauna y flora va a quedar relegada a las cimas de las montañas ibéricas, si los cambios van a ser tan drásticos como los que nos muestran las publicaciones recientes del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático ¿No tenemos las manos atadas? ¿No exigen estas previsiones respuestas de tanto calibre que es difícil y costoso encontrar estrategias de mitigación eficaces? Nuevos modelos correlaciónales capaces de ofrecer estimas más ajustadas al posible papel del clima en la distribución de los organismos, y que proporcionen medidas de incertidumbre, podrían ayudar a proponer medidas de actuación y mitigación dimensionadas ante el impacto del cambio climático.

Agradecimientos

Este trabajo se ha beneficiado de las sugerencias y comentarios de Luis M. Carrascal y Joaquín Hortal, así como de los proporcionados por el editor y un evaluador anónimo.

Referencias bibliográficas

Aarts G, Fieberg J, Matthiopoulos J (2012) Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 3:177-187

Acevedo P, Real R (2012) Favorability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness," *Naturwissenschaften* 99:515-522

Acevedo P, Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Real R (2012) Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 39:1383-1390

Aragón P, Baselga A, Lobo JM (2010b) Global estimation of invasion risk zones for the western corn rootworm *Diabrotica virgifera virgifera*: integrating distribution models and physiological thresholds to assess climatic favourability. *Journal of Applied Ecology* 47:1026-1035

Aragón PA, Lobo JM, Olalla-Tárraga MA, Rodríguez MA (2010a) The contribution of contemporary climate to ectothermic and endothermic vertebrate distributions in a glacial refuge. *Global Ecology and Biogeography* 19:40-49

Aranda SC, Gabriel R, Borges PAV, Brito de Azevedo E, Lobo JM (2011) Designing a survey protocol to overcome the Wallacean shortfall: a working guide using bryophyte distribution data on Terceira Island (Azores). *Bryologist* 114:611–624

Araújo MB, Pearson RG (2005) Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28:693-695

Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M (2005) Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504-1513

Austin MP, Van Niel P (2011) Improving species distribution models for climate change studies. Variable selection and scale. *Journal of Biogeography* 38:1-8

Ballesteros-Mejia L, Kitching IJ, Jetz W, Nagel P, Beck J (2013) Mapping the biodiversity of tropical insects: species richness and inventory completeness of African sphingid moths. *Global Ecology and Biogeography* 22:586-595

Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M (2005) Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* 186:250-269

Boakes EH, McGowan PJK, Fuller RA, Ding C, Clark NE, O'Connor K, Mace GM (2010) Distorted views of biodiversity: spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS Biology* 8:e1000385

Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93:2533-2547

Chefaoui RM, Lobo JM (2008) Assessing the effects of pseudoabsences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210:478-486

Dennis RLH, Sparks TH, Hardy PB (1999) Bias in butterfly distribution maps: the effects of sampling effort. *Journal of Insect Conservation* 3:33-42

Duputie A, Zimmermann NE, Chuine I (2014). Where are the wilds things? Why we need better data on species distribution. *Global Ecology and Biogeography* (en prensa)

Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151

Ellner SP (2013) Rapid evolution: from genes to communities, and back again? *Functional Ecology* 27:1087-1099

Eskildsen A, le Roux PC, Heikkinen RK, Høye TT, Kissling WD, Pöyry J, Wisz MS, Luoto M (2013) Testing species distribution models across space and time: high latitude butterflies and recent warming. *Global Ecology and Biogeography* 22:1293-1303

Ferrer X, Carrascal LM, Gordo O, Pino J (2006) Bias in avian sampling effort due to human preferences: an analysis with Catalonian birds. *Ardeola* 53:213-227

Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49

Fontaneto D, Hortal J (2013) At least some protist species are not ubiquitous. *Molecular Ecology* 22:5053-5055

García-Valdes R, Zavala MA, Araújo MB, Purves DW (2013) Chasing a moving target: projecting climate change-induced shifts in non-equilibrium tree species distributions. *Journal of Ecology* 101:441-453

Hastie T, Fithian W (2013) Inference from presence-only data; the ongoing controversy. *Ecography* 36:864-867

Hijmans RJ (2012) Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology* 93:679-688

Hortal J, Borges PAV, Gaspar C (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75:274-287

Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117:847-858

Hortal J, Lobo JM (2005) An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 14:2913-2947

Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2007) Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife (Canary Islands). *Conservation Biology* 21:853-863.

Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2012) Basic questions in Biogeography and the (lack of) simplicity of species distributions: Putting Species Distribution Models in the right place. *Natureza & Conservação* 10:108-118

Jiménez-Valverde A (2012) Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21:498-507

Jiménez-Valverde A, Acevedo P, Barbosa AM, Lobo JM, Real R (2013) Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain. *Global Ecology and Biogeography* 22:508-516

Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2008) Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14:885-890

Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, Overton JM, Aragón P, Lobo JM (2011) Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13:2785-2797

Johnson DH (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71

Kharouba HM, Algar AC, Kerr JT (2009) Historically calibrated predictions of butterfly species' range shift using global change as a pseudo-experiment. *Ecology* 90:2213-2222

Ko CY, Ko CJ, Lin RS, Lee PF (2013) Influences of temporal independence of data on modelling species distributions. *Basic and Applied Ecology* 14:309-319

Lassueur T, Joost S, Randin CF (2006) Very high resolution digital elevation models: do they improve models of plant species distribution? *Ecological Modelling* 198:139-153

Linares JC, Carreira JA, Ochoa V (2011) Human impacts drive forest structure and diversity. Insights from Mediterranean mountain forest dominated by *Abies pinsapo* (Boiss.). *European Journal of Forest Research* 130:533-542

Lobo JM (2008a) More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* 5:14-19

Lobo JM (2008b) Database records as a surrogate for sampling effort provides higher species richness estimations. *Biodiversity and Conservation* 17:873-881

Lobo JM, Baselga A, Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF (2007) How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions* 13:772-780

Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103-114

Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17:145-151

Lobo JM, Martín-Piera F (2002) Searching for a predictive model for species richness of Iberian dung beetle based on spatial and environmental variables. *Conservation Biology* 16:158-173

Márquez AL, Real R, Olivero J, Estrada A (2011) Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution. *Climatic Change* 108:135-157

Medina NG, Lara F, Mazimpaka V, Hortal J (2013) Designing bryophyte surveys for an optimal coverage of diversity gradients. *Biodiversity and Conservation* 22:3121-3139

Monahan WB (2009) A mechanistic niche model for measuring species' distributional responses to seasonal temperature gradients. *PLoS ONE* 4:e7921

Muñoz A-R, Márquez AL, Real R (2013) Updating Known Distribution Models for Forecasting Climate Change Impact on Endangered Species. *PLoS ONE* 8:e65462

Pearson RG, Darwon TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361-371

Pulliam RH (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3:349-361

Ranius T, Aguado LO, Antonsson K, Audisio P, Ballerio A, Carpaneto GM, Chobot K, Gjurašin B, Hanssen O, Huijbregts H, Lakatos F, Martin O, Neculiseanu Z, Nikitsky NB, Paul W, Pirnat A, Rizun V, Ruicnescu A, Stegner J, Süda I, Szwako P, Tamutis V, Telnov D, Tsinkevich V, Versteirt V, Vignon V, Vögeli M, Zach P (2005) *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:1-14

Real R, Romero D, Olivero J, Estrada A, Márquez AL (2013) Estimating How Inflated or Obscured Effects of Climate Affect Forecasted Species Distribution. *PLoS ONE* 8:e53646

Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* 35:211-226

Romo H, García-Barros E, Lobo JM (2006) Identifying recorder-induced geographic bias in an Iberian butterfly database. *Ecography* 6:883-875

Rubidge EM, Monahan WB, Parra JL, Cameron SE, Brashares JS (2011) The role of climate, habitat, and species co-occurrence as drivers of change in small mammal distributions over the past century. *Global Change Biology* 17:696-708

Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Abellán P, Millán A (2011a) How to identify future sampling areas when information is biased and scarce: An example using predictive models for species richness of Iberian water beetles. *Journal for Nature Conservation* 19:54-59

Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Hernández-Manrique OL (2011b) Species distribution models that do not incorporate global data misrepresent potential distributions: a case study using Iberian diving beetles. *Diversity and Distributions* 17:163-171

Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Millán A. & Ribera I (2012) Habitat type mediates equilibrium with climatic conditions in the distribution of Iberian diving beetles. *Global Ecology and Biogeography* 21:988-997

Shipley B (2000) *Cause and Correlation in Biology*. Cambridge, Cambridge University Press.

Sutherst R (2014) Pest species distribution modelling: origins and lessons from history. *Biological Invasions* 16:239-256

Watling JI, Bucklin DN, Speroterra C, Brandt LA, Mazzotti FJ, Romañach SS (2013) Validating Predictions from Climate Envelope Models. *PLoS ONE* 8:e63600

Wilson RS, Franklin CE (2002) Testing the beneficial acclimation hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17:66-70

Yang W, Ma K, Kreft H (2013) Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *Journal of Biogeography* 40:1415-1426

M.A. Zavala[1*], P. Ruiz-Benito[1,2], M. Benito-Garzón[3,4], R. García-Valdés[1,5]

[1]*Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, Madrid, España*
[2]*Biological and Environmental Sciences, School of Natural Sciences. University of Stirling.FK9 4LA, Stirling, United Kingdom*
[3]*CNRS, Laboratoire d'Ecologie, Systématique et Evolution, Université Paris-Sud, CNRS, Orsay Cedex, Francia*
[4]*CNRS, Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED), Nogent-sur-Marne Cedex, Francia*
[5]*CNRS, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier, Francia*
[*]*Correo electrónico : madezavala@gmail.com*

36 Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques ibéricos

Resultados clave

- Estudios basados en Modelos de Distribución de Especies (MDE) sugieren que bajo escenarios de cambio climático las principales especies arbóreas de la península ibérica podrían ver reducidas drásticamente las zonas que les son climáticamente favorables.

- Modelos más realistas biológicamente y que incluyen mecanismos como la dispersión, la plasticidad fenotípica, la adaptación local o compensación demográfica sugieren que los MDE tradicionales podrían sobreestimar la vulnerabilidad de los bosques frente al cambio climático.

- Los modelos sugieren que los bosques ibéricos no se hallan en equilibrio con el clima sino que han estado sufriendo procesos de expansión durante las últimas décadas. El cambio climático, junto a cambios en el uso del suelo, pueden acelerar o ralentizar estos cambios dependiendo de la especie en cuestión, su distribución actual y factores históricos.

- Dado que los factores climáticos son difícilmente controlables, la adaptación aparece como una pieza clave dentro de la gestión forestal para incrementar la resistencia y resiliencia de las formaciones forestales en España.

Contexto

La vulnerabilidad se define como el grado en que una determinada población, especie o ecosistema es susceptible a los cambios en las condiciones de su entorno (IPCC 2007). La vulnerabilidad frente al cambio climático consta de tres componentes: la exposición (i.e. la magnitud del cambio), la sensibilidad (i.e. el grado en el que es afectado por el cambio) y la capacidad de adaptación (i.e. la habilidad para ajustarse al cambio). Los escenarios estimados de cambio climático, que se basan en distintas proyecciones de modelos de circulación atmosférica general, proporcionan una importante herramienta para analizar el grado de exposición de las poblaciones, especies o ecosistemas (Dawson et al. 2011).

Los bosques ibéricos son considerados como altamente vulnerables al cambio global, especialmente en la región Mediterránea, lo que podría alterar el suministro de servicios ecosistémicos claves (Schröter et al. 2005, Lindner et al. 2010). Esto se debe a que las predicciones de cambio climático prevén un cambio tanto en el clima promedio, particularmente un aumento en las temperaturas y un aumento en la variabilidad de las precipitaciones con descensos en el sur de la península ibérica (Christensen et al. 2007). Además, se prevé una mayor intensidad y frecuencia de eventos climáticos extremos como sequías, que aumentarían el estrés hídrico en ecosistemas ya limitados por la disponibilidad de agua (Schröter et al. 2005; Madrigal-González y Zavala 2014). Algunas de las especies forestales más ampliamente distribuidas en Europa presentan su límite de distribución meridional en la península ibérica (p.ej. *Pinus sylvestris*, *Abies alba*), con lo que un aumento del estrés hídrico podría causar reducciones en la vitalidad, crecimiento y mayores tasas de mortalidad que podrían derivar en retracciones en el rango de distribución de las especies (Hampe & Petit 2005, Jump et al. 2009).

Los Modelos de Distribución de Especies (MDE) tradicionales se basan en datos de ocurrencia (i.e. presencia-ausencia) o abundancia de las especies, para estudiar cuáles son los principales factores que determinan la distribución de las especies o estimar los

Figura 1

Figura 1. Pasos a tener en cuenta para la elaboración de Modelos de Distribución de Especies. Los datos de ocurrencia o abundancia de especies (desde la especie *A* hasta la especie *N*: *SPP.A, … , SPP.N*) se unen con información ambiental (por ejemplo climática, desde la variable climática *1* hasta la variable climática *Z*: *CLI.1, …, CLI.Z*). Se selecciona una o un conjunto de técnicas para el ajuste y la validación del modelo, pudiendo hacer predicciones de la idoneidad de hábitat para diferentes especies y de riqueza de especies (p.ej. Araujo & New 2007).

Fuente: Elaboración propia a partir de Araujo & New (2007) y Benito-Garzón et al. (2008).

cambios potenciales en estas distribuciones bajo nuevas condiciones ambientales (Cassini 2013, ver Figura 1). Los MDE tradicionales han sido ampliamente usados para identificar cambios en el área potencial de las especies debido al cambio climático, identificando qué especies pueden ver más afectada su distribución ante distintos escenarios de cambio (p. ej. Elith & Leathwick 2009).

La sensibilidad frente al cambio climático viene determinada por el grado en el que la supervivencia, la persistencia, el crecimiento, la reproducción, o la regeneración de las poblaciones de una especie dependen de las condiciones ambientales. Por lo tanto, la sensibilidad puede ser explorada y estimada mediante estudios observacionales y experimentales, y el uso de técnicas de modelización (Dawson et al. 2011). Los impactos potenciales del cambio climático son los efectos cuantificables y específicos que un cambio ambiental puede causar en las poblaciones, especies o comunidades, y que dependen tanto de la exposición a este cambio ambiental, como de la sensibilidad al mismo (Lindner et al. 2010).

Los **impactos potenciales** y la **vulnerabilidad** frente al cambio climático puede estimarse usando variantes de los MDE que incluyen un *mayor realismo biológico* (p.ej. Montoya et al. 2007, Purves et al. 2007, Keenan et al. 2011, García-Valdés et al. 2013). Los MDE tradicionales, i.e. parametrizados con datos climáticos y ocurrencia o abundancia de especies, presentan una serie de limitaciones, como por ejemplo: (i) no incluir las interacciones entre especies (p.ej. competencia o facilitación); (ii) no incluir la capacidad de dispersión de las especies (i.e. la probabilidad de presencia puede aumentar si la especies ocurren en zonas cercanas); o (iii) asumir que las especies se encuentran en equilibrio climático. De esta forma, algunos MDE de nueva generación pueden paliar parcialmente estas deficiencias (ver Tabla 1, Ruiz-Benito et al. 2013a), introduciendo, por ejemplo, la capacidad de adaptación de las especies, mediante la plasticidad fenotípica y la adaptación local (Benito-Garzón et al. 2011), el efecto de las variaciones

Tabla 1. Referencias de los trabajos presentados en la presente contribución, variable respuesta, escala y tipo de modelo usando, indicando si existe mejora respecto a los Modelos de Distribución de Especies (MDE).

Modelo	Referencia	Variable respuesta	Escala
Modelo de Distribución de Especies (MDE)	Benito-Garzón et al. (2008)	Rango de distribución de la especie	Malla 1 km^2 (20 especies)
MDE parametrizados con plasticidad y adaptación local	Benito-Garzón et al. (2011)	Supervivencia y rango de distribución de la especie	Observacionales (IFN) Experimentales (ensayos de procedencia) (2 especies)
MDE parametrizados con crecimiento y mortalidad	Benito-Garzón et al. (2013)	Crecimiento, mortalidad y rango de distribución de la especie	Parcela IFN (11 especies)
Modelo estocástico dinámico de ocupación de teselas (SPOM)	García-Valdés et al. (2013)	Colonizaciones y extinciones locales (escenarios con y sin cambio climático)	Parcela IFN (10 especies)
Modelo estocástico dinámico de ocupación de teselas (SPOM)	García-Valdés et al. (En prep.)	Colonizaciones y extinciones locales (escenarios con y sin cambios de hábitat)	Parcela IFN (23 especies)

Fuente: Elaboración propia a partir de Benito-Garzón et al. (2008, 2011, 2013) y García-Valdés (2013, en preparación).

en el crecimiento y la mortalidad en los rangos de distribución de las especies (Benito-Garzón et al. 2013), el equilibrio de las especies con el clima usando tasas de colonización y extinción (García-Valdés et al. 2013), o incluyendo cambios en el hábitat potencial de las especies debidos a cambios de uso (García-Valdés et al. (2015).

En este trabajo presentamos escenarios de posibles respuestas de los bosques al cambio climático a partir de modelos que contemplan diferentes procesos que se relacionan con la capacidad de resistencia y resiliencia de los bosques: (i) Modelos tradicionales de hábitat basados en presencia/ausencia (modelo de partida o de referencia); (ii) Modelos de distribución de especies parametrizados con datos de supervivencia y adaptación local; (iii) Modelos de distribución de especies incluyendo crecimiento y mortalidad; (iv) Modelos estocásticos dinámicos espacialmente explícitos que simulan la colonización y la extinción local de las especies bajo escenarios de cambio climático y pérdida de hábitat.

Figura 2

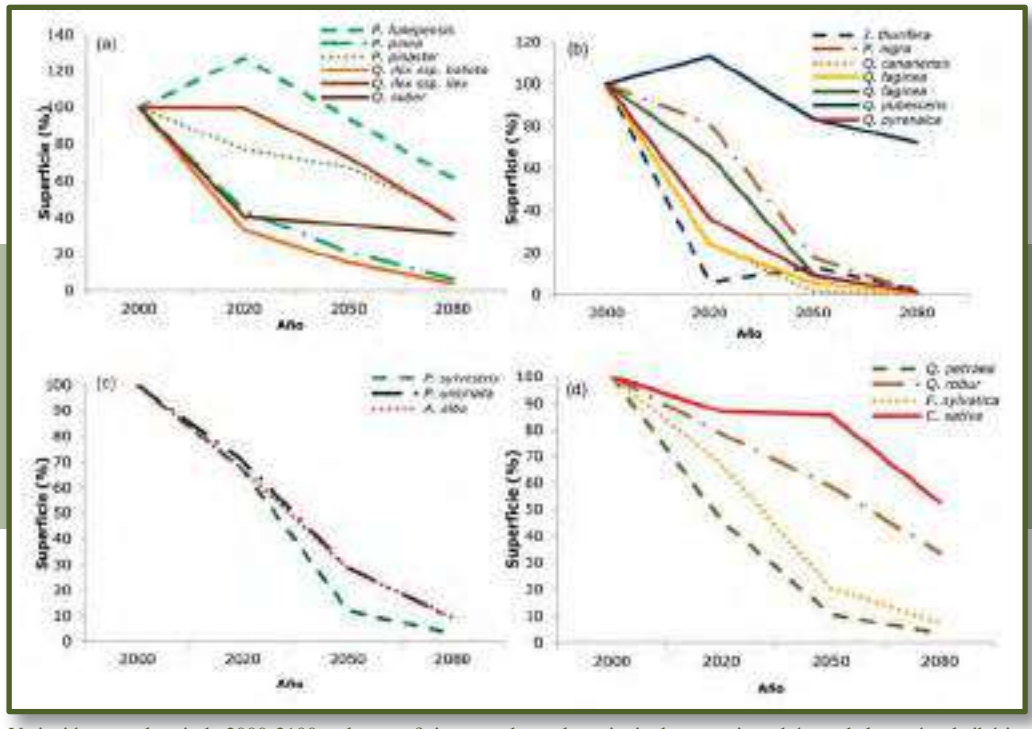


Figura 2. Variación para el periodo 2000-2100 en la superficie ocupada por las principales especies arbóreas de la península ibérica bajo el escenario de cambio climático CSRIO A2 proyectado para la península ibérica: (a) especies Mediterráneas, (b) especies sub-Mediterráneas, (c) especies de montaña y (d) especies con distribución Europea.

Fuente: Datos obtenidos de modelos de distribución de especies según Benito-Garzón et al. (2008).

Resultados y discusión

(i) Modelos de distribución de especies tradicionales basados en presencia/ausencia y clima

En Benito-Garzón et al. (2008) se usan MDE tradicionales parametrizados con datos de ocurrencia de especies y escenarios de cambio climático. Los resultados de este trabajo sugieren que las principales especies de árboles que se distribuyen en la península ibérica podrían ver reducida de forma drástica su distribución potencial debido al cambio climático. Esta disminución en el área de distribución potencial en el futuro podría ser especialmente pronunciada en el caso de las coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *P. uncinata* y *Abies alba*), seguidos por bosques de *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea* (ver Figura 2 y 3). Esta aproximación, no obstante, no incluye procesos importantes que podrían influir en la distribución de especies sometidas al cambio climático, como las interacciones bióticas, la importancia de las condiciones microclimáticas o procesos de adaptación (Dawson et al. 2011, Keenan et al. 2011).

(ii) Modelos de distribución de especies parametrizados con datos de supervivencia y adaptación local

Benito-Garzón et al. (2011) parametrizaron MDE para poblaciones de *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris,* para las cuales existían diferencias intra-específicas en la supervivencia debidas a la plasticidad fenotípica y

Figura 3

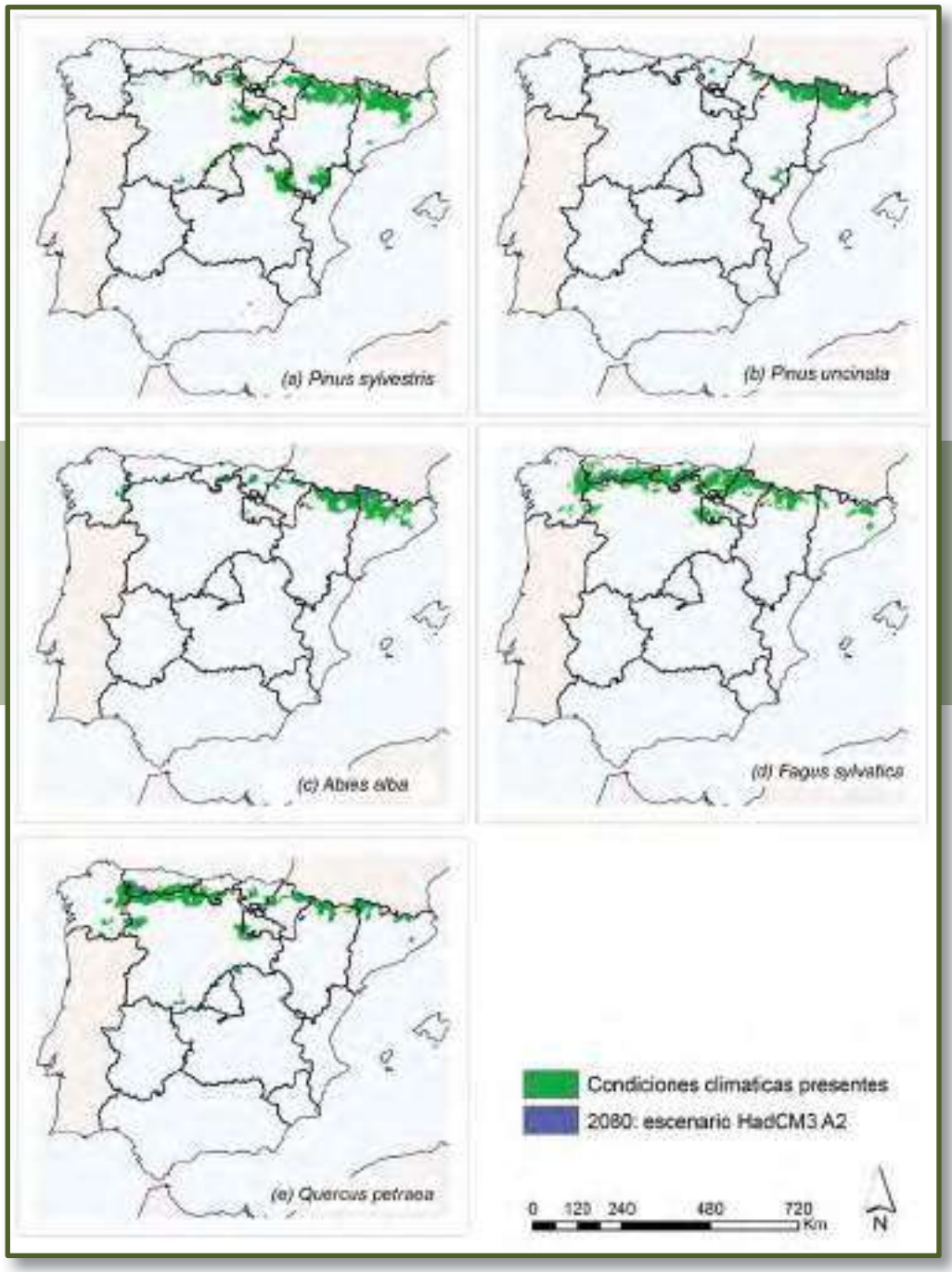


Figura 3. Mapas con la distribución actual y futura para el año 2080 de las especies: (a) *Pinus sylvestris*, (b) *Pinus uncinata*, (c) *Abies alba*, (d) *Fagus sylvatica*, y (e) *Quercus petraea*.

Fuente: Datos obtenidos de modelos de distribución de especies según Benito-Garzón et al. (2008).

Figura 4

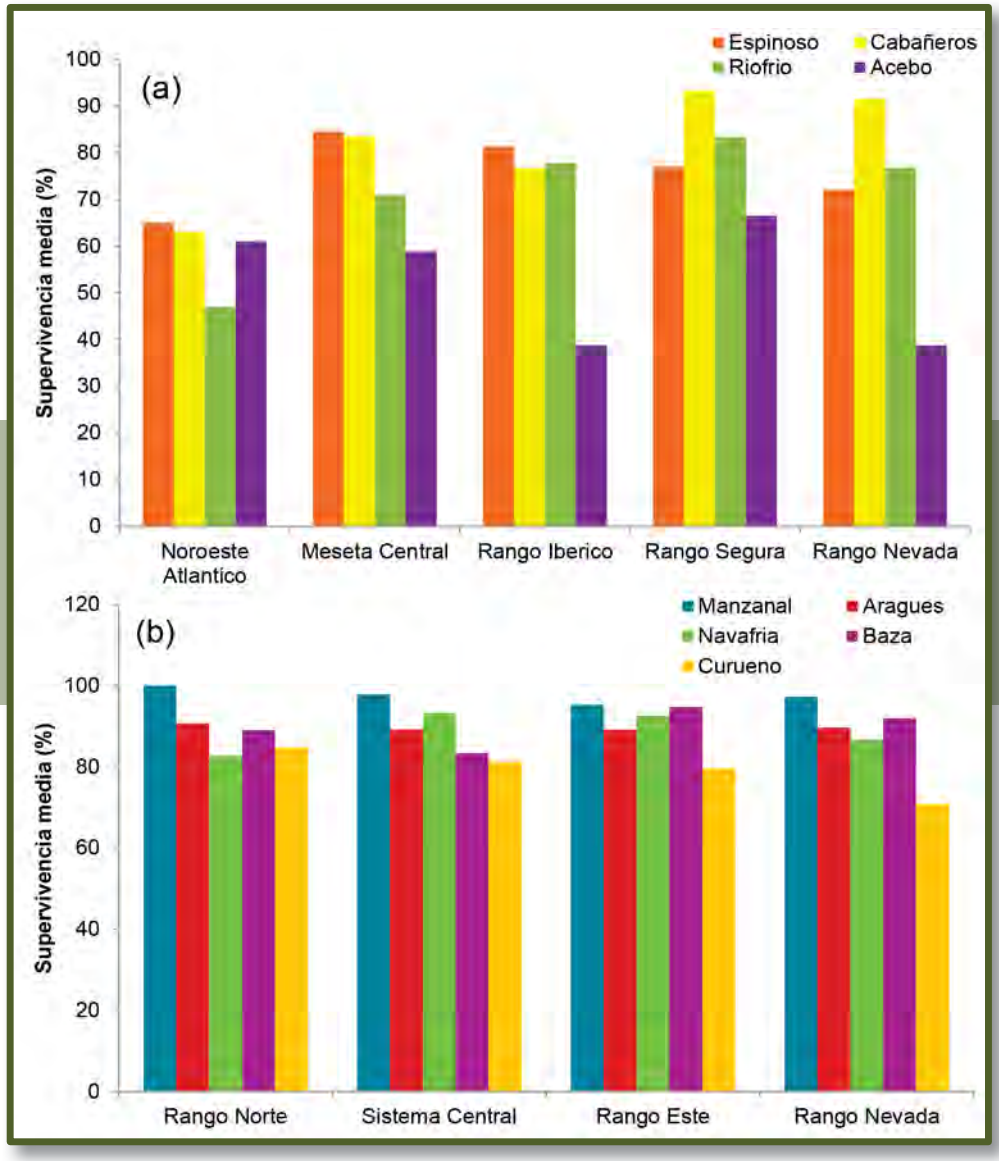


Figura 4. Promedio de supervivencia (%) en cada sitio y grupo de procedencias para las especies: (a) *Pinus pinaster* y (b) *Pinus sylvestris*.

Fuente: Adaptado de Benito-Garzón et al. (2011).

la diversidad genética, usando datos de la Red Nacional de Ensayos de Procedencias GENFORED (http://www.genfored.es/index.html). La capacidad de adaptación de las especies, i.e. su habilidad para ajustarse a cambios, depende tanto de la plasticidad fenotípica como de la adaptación local. Por una parte, la plasticidad fenotípica se define como la capacidad de un determinado genotipo de producir diferentes fenotipos bajo diversas condiciones ambientales (Garland & Kelly 2006). De esta forma, la supervivencia de las especies puede ser superior si existe una elevada plasticidad fenotípica. Por otra parte, la adaptación local considera la diferenciación genética entre poblaciones, como consecuencia de presiones de selección y/o aislamiento poblacional (p.ej. Anderson et al. 2011). Tanto en *Pinus pinaster* como en *Pinus sylvestris* se observaron diferencias en la supervivencia media de las distintas procedencias en los distintos sitios estudiados (ver Figura 4). Cuando se compararon predicciones en el rango de las especies bajo escenarios de cambio climático, se observó que el descenso en el rango de distribución de las especies fue menor considerando la adaptación local de las especies que en los MDE tradicionales calibrados únicamente con datos de presencia-ausencia de las especies. Estas diferencias en la supervivencia pueden deberse tanto a la plasticidad fenotípica como a la adaptación local, lo que sugiere que los MDE tradicionales tendería a subestimar los rangos de distribución de especies bajo escenarios de cambio climático.

Así se observaron diferencias entre los resultados obtenidos por los MDE tradicionales, y los MDE parametrizados con la información de los ensayos de procedencia (ver Figura 5). La predicción de supervivencia para el año 2080 utilizando todos los ensayos de procedencia para *Pinus sylvestris* muestra un descenso de la distribución potencial de la especie pero manteniendo la mayor parte de su área de distribución (Figura 5a), mientras que el descenso es mucho mayor según los MDE tradicionales, que no consideran diferencias de supervivencia en función de las procedencias de las especies (i.e. únicamente consideran toda la distribución regional de la especie, Figura 5b). En el caso de *Pinus pinaster* cuando se considera solo la presencia/ausencia de la especie la reducción del área de ocupación en 2080 es mucho mayor que cuando se considera la supervivencia parametrizada con las procedencias de la especie (Figura 5c, 5d). Estos resultados sugieren que tanto la variabilidad inter-específica como la intraespecífica pueden ser facto-

Figura 5

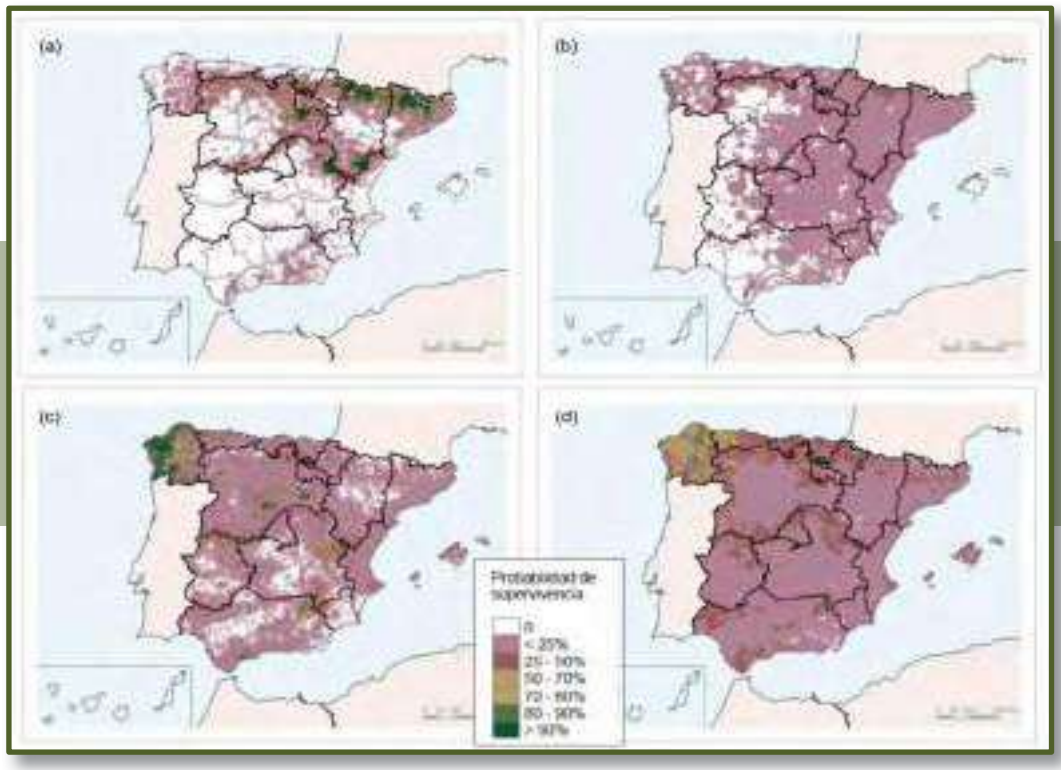


Figura 5. Probabilidad de supervivencia para escenarios de cambio climático A2 HadCM3 en el año 2080 considerando juntas todas las procedencias de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster* (a y c respectivamente, adaptado de Benito-Garzón et al. 2011) y calibrando el modelo sin considerar las diferentes procedencias (b y d respectivamente, adaptado de Benito-Garzón et al. 2008).

Fuente: Adaptado de Benito-Garzón et al. (2008), Benito-Garzón et al. (2011) y OSE (2011).

res determinantes de la distribución potencial de las especies, que deben considerarse para predecir la distribución de las especies bajo escenarios de cambio climático.

(iii) Modelos de distribución de especies incluyendo crecimiento y mortalidad

Benito-Garzón et al. (2013) se observaron que el crecimiento y la mortalidad arbórea depende de numerosos factores, entre los cuales la competencia y el clima tuvieron un papel clave (ver también Gómez-Aparicio et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013b). Las proyecciones bajo escenarios de cambio climático mostraron que 9 de las 11 especies analizadas podrían aumentar el crecimiento, pero que este crecimiento puede verse contrarrestado por un aumento en la mortalidad (Tabla 2). A pesar del carácter relativamente estocástico y multifactorial de la mortalidad, estos resultados sugieren que incluso si las tasas de crecimiento aumentan bajo escenarios de cambio climático, la mortalidad puede jugar un papel clave delimitando los rangos de distribución de las especies (Lines et al. 2010, Dietze & Moorcroft 2011). Estos resultados concuerdan con resultados previos que sugieren que incrementos en la temperatura podrían aumentar las tasas de crecimiento arbóreo (Martínez-Vilalta et al. 2008, Gómez-Aparicio et al. 2011) pero también las tasas de mortalidad (Carnicer et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013b).

Además, Benito-Garzón et al. (2013) compararon las predicciones de los modelos de crecimiento y mortalidad sobre la idoneidad del hábitat con los modelos clásicos de nicho basados en ocurrencia de especies (Benito-Garzón et al. 2008). Los MDE demográficos predijeron mayores reducciones de hábitat para especies con límite sur de su distribución en la península ibérica (p.ej. *Abies alba*, *Fagus sylvatica* y *Quercus robur*; debido probablemente a altas tasas de mortalidad) y cierta expansión del límite de distribución norte de especies Mediterráneas más adaptadas a las condiciones climáticas del escenario A2 (*Pinus pinea* y *Pinus nigra*; ver Figura 6).

(iv) Modelos dinámicos espacialmente explícitos

García-Valdés et al. (2013) mostraron que el efecto que el cambio climático puede tener en la distribución geográfica de los de árboles depende tanto del grado de equilibrio entre estas distribuciones y el clima, cómo de la capacidad de dispersión de las especies y de su grado de adaptación a las condiciones climáticas futuras. Los resultados del modelo dinámico utilizado en este trabajo sugieren que las especies de árboles más comunes en España no se encuentran en equilibrio climático. De hecho, el área que ocupan estas especies está aumentando actualmente, tanto a nivel local (i.e. aumentando la abundancia en algunas zonas), como a nivel regional (i.e. aumentando el rango de distribución regional). Estas expansiones, además, se prolongarán probablemente durante todo el siglo, y muchas especies tardarán siglos en alcanzar un estado de equilibrio o pseudoequilibrio con el clima. Al mismo tiempo, el cambio climático puede cambiar esta dinámica de expansión, afectando de manera muy distinta a unas especies u otras, en función de su adaptación a un tipo de clima y de la localización actual de sus poblaciones, procesos de competencia con otras especies, perturbaciones, gestión forestal etc. Dentro del conjunto de especies estudiadas, los árboles sub-Mediterráneos y templados con poblaciones en refugios de montaña en la Meseta Central podrían reducir su actual

Figura 6

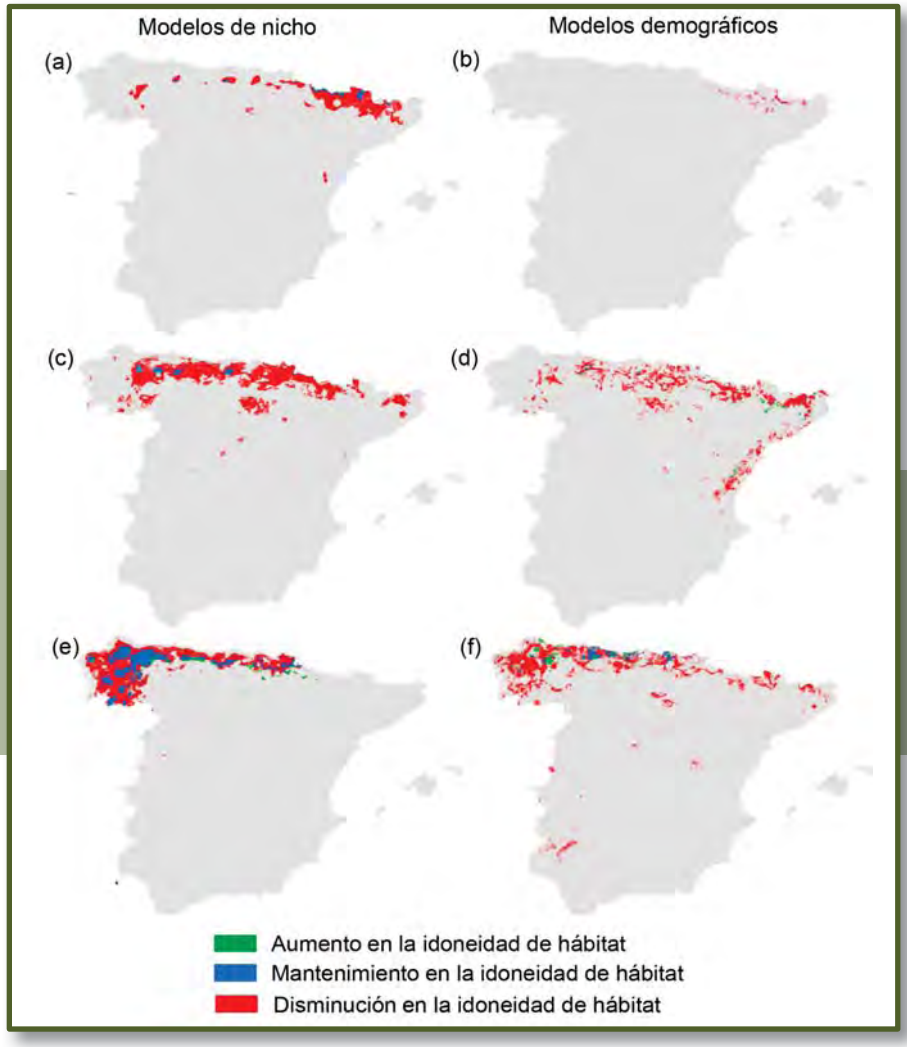


Figura 6. Mapas donde se compara la idoneidad del hábitat en modelos de nicho tradicionales (Benito-Garzón et al. 2008, izquierda) y modelos de nicho parametrizados con variables demográficas (Benito-Garzón et al. 2013, derecha) entre las condiciones climáticas actuales y el año 2100 para las especies: *Abies alba* (a y b, respectivamente), *Fagus sylvatica* (c y d, respectivamente), y *Quercus robur* (e y f, respectivamente).

Fuente: Adaptado de Benito-Garzón et al. (2008) y Benito-Garzón et al. (2013).

Tabla 2. Crecimiento (mm año^{-1}) y mortalidad (No. árboles) de los modelos de distribución de especies parametrizados únicamente con variables climáticas, para las condiciones actuales y el año 2100 usando el escenario A3 del IPCC (IPCC 2007). La última columna indica el aumento o descenso del crecimiento y la mortalidad para el año 2100.

Especies	Actuales media [min – max]		2100 media [min – max]		Presente – 2100	Presente – 2100
	Crecimiento	Mortalidad	Crecimiento	Mortalidad	Crecimiento	Mortalidad
Abies alba	1.91 [0.00 - 9.48]	0.50 [0.00 - 0.99]	1.98 [0.00 - 7.23]	0.55 [0.13 - 0.72]	↗	↗
Castanea sativa	0.96 [0.00 - 6.21]	0.28 [0.00 -1.00]	1.18 [0.00 - 5.09]	0.33 [0.05 - 0.72]	↗	↗
Fagus sylvatica	1.25 [0.00 - 10.59]	0.16 [0.00 - 0.99]	1.33 [0.00 - 8.24]	0.26 [0.01 - 0.60]	↗	↗
Pinus halepensis	1.26 [0.00 - 38.22]	0.16 [0.00 - 1.00]	1.61 [0.00 - 29.89]	0.28 [0.04 - 0.74]	↗	↗
Pinus nigra	1.38 [0.00 - 15.26]	0.15 [0.00 - 1.00]	1.56 [0.00 - 9.20]	0.24 [0.01 - 0.58]	↗	↗
Pinus pinaster	1.60 [0.00 - 37.94]	0.43 [0.00 -1.00]	1.83 [0.00 - 18.73]	0.54 [0.12 - 0.86]	↗	↗
Pinus pinea	1.65 [0.00 - 21.82]	0.38 [0.00 – 1.00]	2.84 [0.00 -14.55]	0.44 [0.15 - 0.84]	↗	↗
Pinus sylvestris	1.36 [0.00 - 23.71]	0.16 [0.00 - 1.00]	2.21 [0.00-12.45]	0.28 [0.013 - 0.58]	↗	↗
Quercus petraea	2.80 [0.41 - 8.76]	0.25 [0.00 - 0.99]	2.70 [1.00 - 4.75]	0.34 [0.01 - 0.71]	↘	↗
Quercus robur	1.08 [0.00 - 11.59]	0.30 [0.00 - 1.00]	1.15 [0.00 - 8.17]	0.33 [0.04 - 0.66]	↗	↗
Quercus suber	1.60 [0.00 - 30.44]	0.55 [0.00 – 1.00]	2.09 [1.00 - 13.65]	0.44 [0.15 - 0.87]	↗	↘

Fuente: Adaptado de Benito-Garzón et al. (2013).

expansión debido al cambio climático. Sin embargo, las especies templadas que ocupan el norte de la península ibérica no tenderían a ver afectadas significativamente sus trayectorias expansivas; y las especies mediterráneas no sufrirían cambios o llegarían a ocupar extensiones aún mayores bajo escenarios de cambio climático (Figura 7).

En García-Valdés et al. ((2015)) se estudió el efecto combinado que diferentes escenarios de cambio climático y pérdida de hábitat pueden tener sobre la distribución de las especies de árboles en España. Los resultados mostraron que el cambio climático podría disminuir el área de distribución futura de dos tercios de las especies estudiadas, si comparamos estas distribuciones con los niveles de ocupación que se obtendrían si el clima se mantuviera estable (nivel de referencia). El tercio de especies restantes verían, sin embargo, aumentada su área de ocupación (ver Figura 8 y 9). Al mismo tiempo, si en una situación de cambio climático parte del hábitat de las especies desaparece, prácticamente todas las especies podrían ver disminuida su distribución en comparación con los niveles de referencia. Una excepción es la especie mediterránea *Pinus halepensis*, que podría verse beneficiada por el cambio climático y aumentar su distribución incluso si una parte de su hábitat actual es destruido. Es importante destacar que los autores no encontraron efectos sinérgicos entre el cambio climático y la pérdida de hábitat para la escala de tiempo analizada (100 años). Es decir, que cuando ambos procesos ocurren al mismo tiempo el efecto no es mayor que la suma de los dos efectos por separado y que estos podrían manifestarse con posterioridad. Los distintos patrones espaciales de destrucción de hábitat permitieron estudiar si distintos niveles de fragmentación afectan de manera diferente a la distribución de especies (ver Material Suplementario). Si un 20% del hábitat fuera destruido, los efectos más negativos en la distribución de especies se observaron

Figura 7

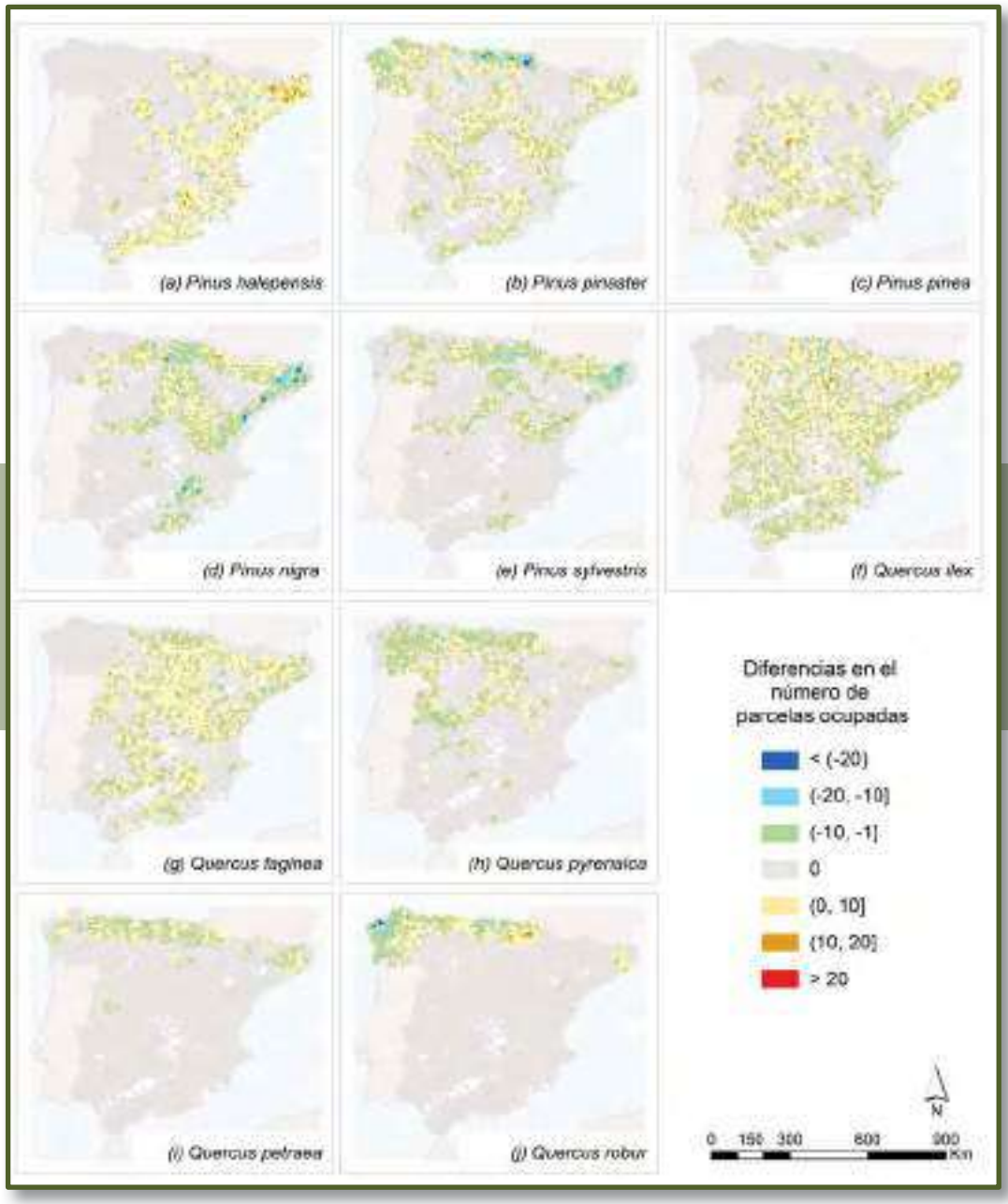


Figura 7. Diferencias en el número de parcelas ocupadas en el año 2100 con y sin escenarios de cambio climático para las especies: (a) *P. halepensis*, (b) *P. pinea*, (c) *P. pinaster*, (d) *P. nigra*, (e) *P. sylvestris*, (f) *Q. ilex*, (g) *Q. faginea*, (h) *Q. pyrenaica*, (i) *Q. petraea*, (j) *Q. robur*. Teniendo en cuenta su estado de equilibrio actual, su capacidad dispersiva y de adaptación a las condiciones climáticas.

Fuente: Adaptado de García-Valdés et al. (2013).

cuando el hábitat es destruido de forma agregada en el espacio y en múltiples puntos simultáneamente. Por el contrario el patrón menos impactante para la mayoría de las especies sería una destrucción agregada en el espacio pero que ocurre únicamente en un lugar del territorio. Se observaron niveles intermedios de reducción en la distribución de especies si la pérdida de hábitat ocurre al azar y si ocurre principalmente en las zonas clasificadas como muy impactadas por la acción del ser humano (WCS 2005).

Por último, en García-Valdés et al. (2015) también se estudió si la creación de nuevas zonas de hábitat favorable (mediante p.ej. restauración de zonas agrícolas) podría ayudar a compensar los efectos negativos del cambio climático. Para la mayoría de las especies la creación de nuevas zonas de hábitat favorable compensaría, de manera parcial, la reducción en la distribución futura de las especies debido al cambio climático. No obstante, para compensar completamente el impacto negativo del cambio climático sería necesario crear una extensión de nuevo hábitat comparable a la totalidad de los bosques actuales (i.e. duplicar el área ocupada por los bosques).

Recomendaciones para la adaptación

Las especies arbóreas que presentan el límite sur de su distribución en la península ibérica (p.ej. *Pinus sylvestris*) podrían ver fuertemente alterada su demografía y reducida su distribución bajo escenarios de cambio climático, y por lo tanto estas especies deberían constituir una prioridad para la gestión. Por otro lado, algunas especies mediterráneas, más adaptadas a las condiciones climáticas reinantes en el futuro, podrían sufrir cambios más sutiles bajo escenarios de cambio climático. Sin

Figura 8A

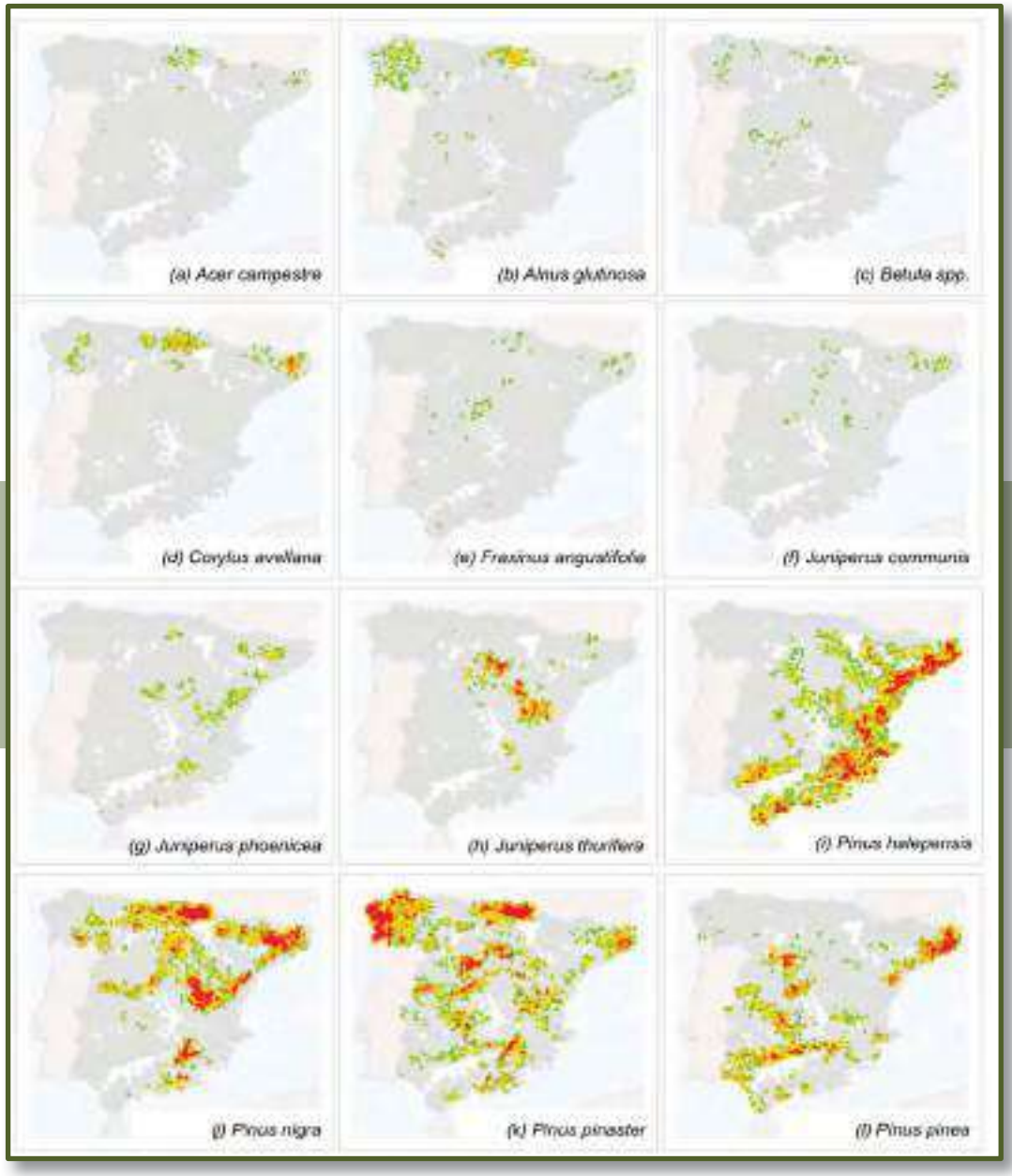


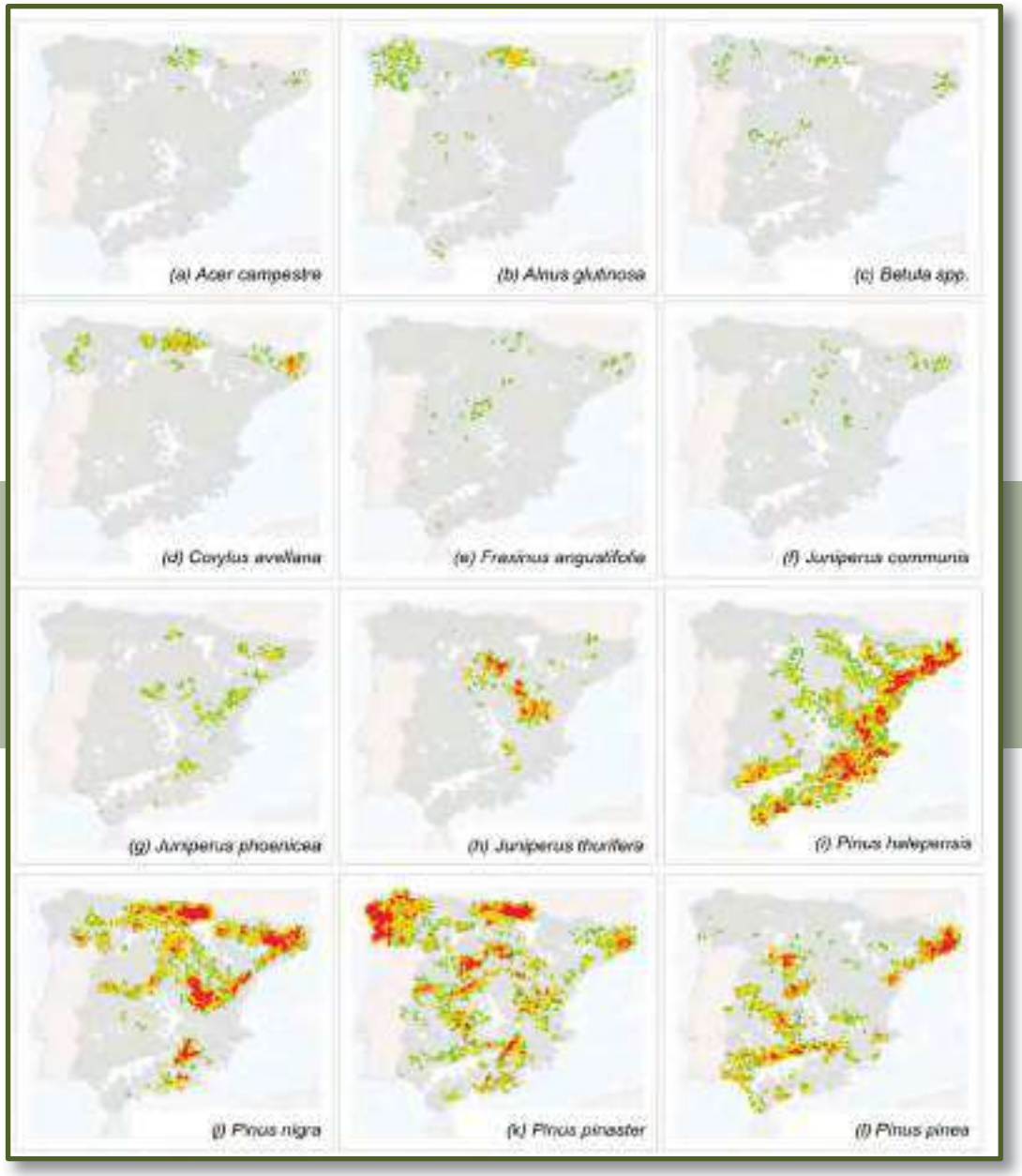
Figura 8A. Número de parcelas ocupadas cada km^2 en pixeles de 10 × 10 km en el año 2100, asumiendo que tanto el clima como el hábitat se mantienen estables: (a) *Acer campestre*, (b) *Alnus glutinosa*, (c) *Betula* spp., (d) *Corylus avellana*, (e) *Fraxinus angustifolia*, (f) *Juniperus communis*, (g) *Juniperus phoenicea*, (h) *Juniperus thurifera*, (i) *Pinus halepensis*, (j) *Pinus nigra*, (k) *Pinus pinaster*, (l) *Pinus pinea*, (m) *Pinus sylvestris*, (n) *Prunus* spp., (o) *Quercus canariensis*, (p) *Quercus faginea*, (q) *Quercus ilex*, (r) *Quercus petraea*, (s) *Quercus pyrenaica*, (t) *Quercus robur*, (u) *Quercus suber*, (v) *Salix* spp. y (w) *Tilia* spp.

embargo, cuestiones como la plasticidad fenotípica, la adaptación local y el grado de equilibrio con el clima podrían jugar un papel clave en la distribución futura de las especies. Por tanto debe ser prioritario considerar aspectos relativos a la capacidad de adaptación de las especies, por lo que sería necesario mejorar nuestro conocimiento sobre los procesos y mecanismos que la determinan (p.ej. mediante ensayos de procedencia). Además, la aplicación de medidas de adaptación al cambio climático o a la destrucción de hábitat debería considerar aspectos como la dispersión de las especies a través de las zonas de hábitat favorable y la creación de corredores ecológicos, que ayuden a reducir los efectos negativos del cambio global sobre la distribución de especies arbóreas de la península ibérica. Estas medidas a gran escala deben ser complementadas con actuaciones a escala de monte y de rodal especialmente en aquellas situaciones en las que los costes de la inacción puedan ser muy elevados -legados históricos como montes bajos, repoblaciones sin tratamientos posteriores, masas my densas con alto riesgo de incendio, etc. La ordenación forestal y la selvicultura -con criterios renovados de adaptación y conservación además de producción- es la mejor garantía de estabilidad de las masas forestales frente al cambio climático.

Material suplementario

En esta contribución presentamos resultados de los trabajos desarrollados en el Grupo de Ecología Forestal y Restauración de la UAH en colaboración con diferentes instituciones (ver Tabla 1): (a) Benito-Garzón et al. (2008), (b) Benito-Garzón et al. (2011), (c) Benito-Garzón et al. (2013), (d) García-Valdés et al. (2013), y (e) García-Valdés et al. (2015).

Figura 8B



Fuente: Adaptado de García-Valdés et al. (2013).

En Benito-Garzón et al. (2008) se parametrizaron MDE tradicionales (i.e. parametrizado con presencia-ausencia) para 20 especies forestales con presencia en la península Ibérica, usando información disponible a 1 km^2 del Mapa Forestal Español (Ruiz de la Torre, 2001) y del Mapa Forestal de Portugal. Usando el algoritmo *random forest* (Breiman, 2001), se usaron tres subconjuntos: uno para la calibración del modelo, un segundo para entrenar el modelo y un tercero para validar independientemente los resultados. Se usaron 12 variables climáticas y dos variables topográficas para parametrizar el modelo. Para las condiciones actuales las variables climáticas se interpolaron a partir de Sánchez Palomares et al. (1999), que cubre un periodo desde 1974 a 1990 con 2605 estaciones. Para las condiciones futuras se adaptaron los escenarios climáticos A1, A2, B1 y B2 HadCM3 del IPCC para la península Ibérica (McCarthy et al. 2001).

En Benito-Garzón et al. (2011) se usaron MDE parametrizados con datos de plasticidad y adaptación local de la supervivencia de dos especies (*Pinus pinaster* y *P. sylvestris*), medidas en dos series de ensayos de procedencias transplantados en 4 y 5 puntos en España respectivamente (p.ej. Alía et al. 1997, Alía et al. 2001). Se realizaron modelos para cada una de las procedencias y un modelo utilizando todas las procedencias juntas para cada una de las especies. En cada sitio experimental se sembraron semillas provenientes de distintas procedencias (8 en el caso de *P. sylvestris* y 26 para *P. pinaster*) (Alía et al. 2009), midiendo periódicamente supervivencia de los árboles mayores de 11 años. Se agruparon las procedencias con características climáticas similares en 4 grupos para *P. sylvestris* (Pirineos, Sistema Central, Sistema Ibérico Este, Sierra Nevada) y 5 para *P. pinaster* (Galicia, Meseta, Sistema Ibérico, Sierra Segura y Sierra Nevada, ver Figura 4). Se realizaron modelos de

Figura 9A

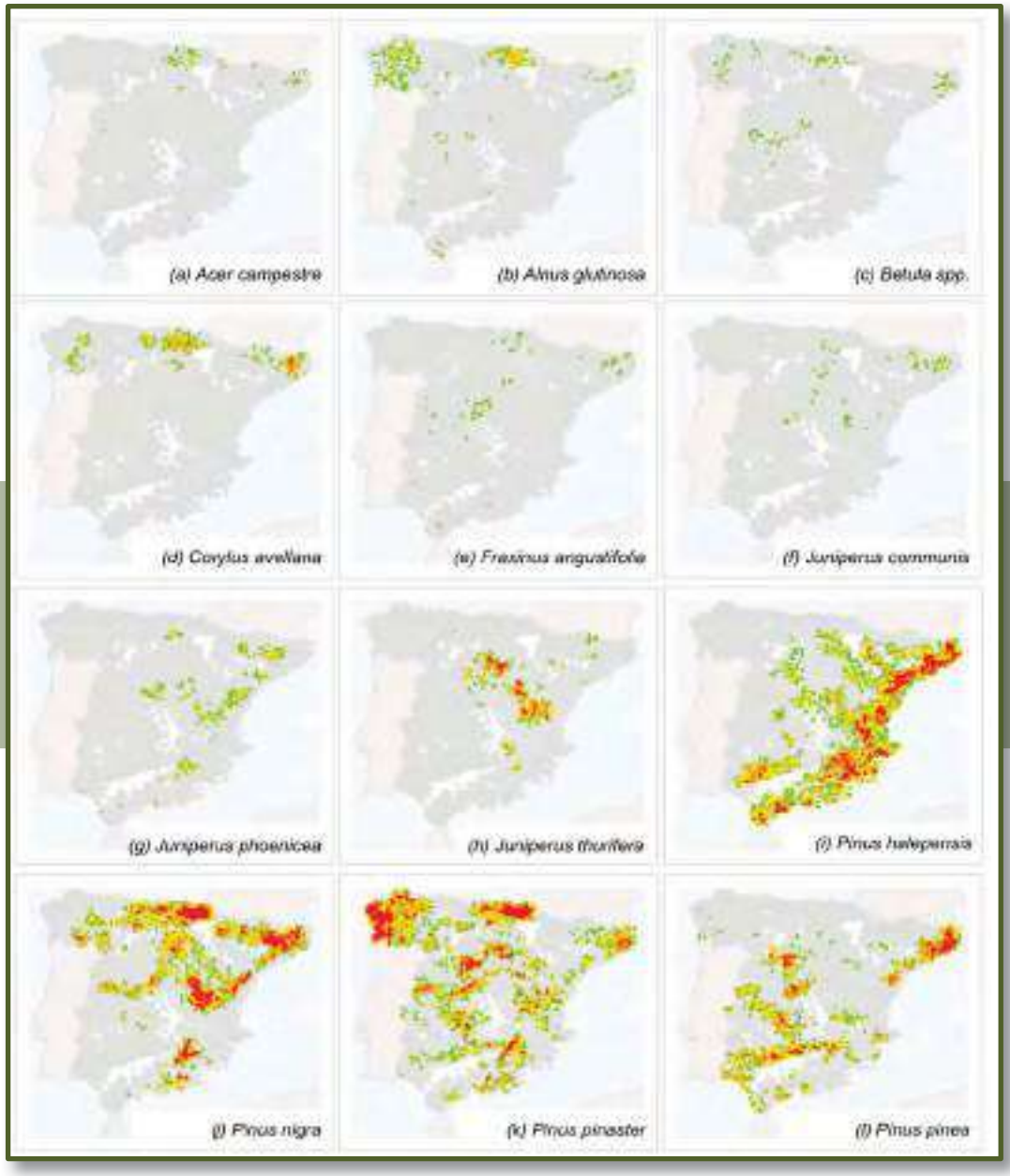


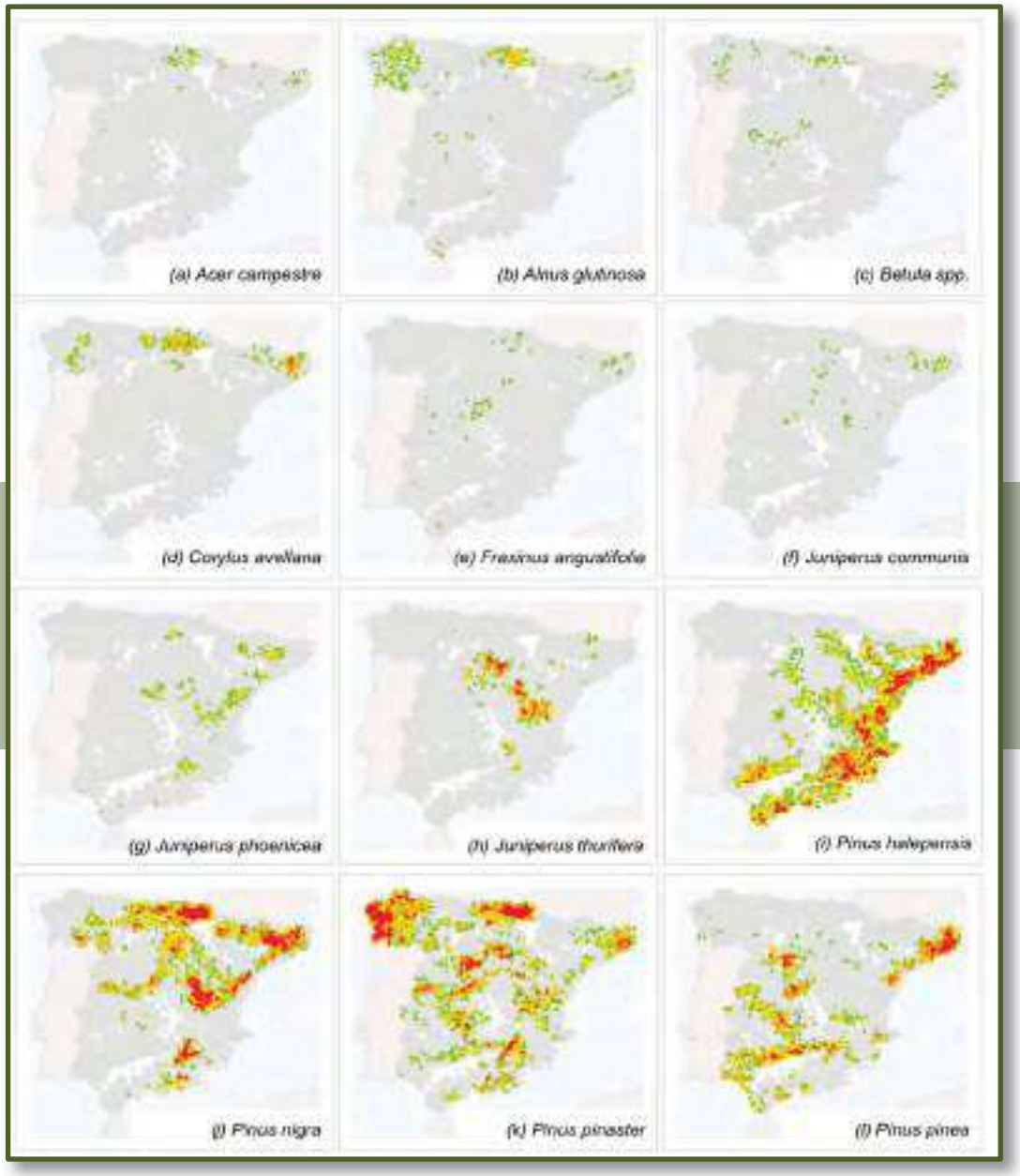
Figura 9A. Número de parcelas ocupadas cada km^2 en pixeles de 10 × 10 km en el año 2100, bajo un para un escenario climático de referencia de alta concentración de CO_2 (escenario WRE750, Wigley et al. 1996) y 20% de pérdida de hábitat (al azar): (a) *Acer campestre*, (b) *Alnus glutinosa*, (c) *Betula* spp., (d) *Corylus avellana*, (e) *Fraxinus angustifolia*, (f) *Juniperus communis*, (g) *Juniperus phoenicea*, (h) *Juniperus thurifera*, (i) *Pinus halepensis*, (j) *Pinus nigra*, (k) *Pinus pinaster*, (l) *Pinus pinea*, (m) *Pinus sylvestris*, (n) *Prunus* spp., (o) *Quercus canariensis*, (p) *Quercus faginea*, (q) *Quercus ilex*, (r) *Quercus petraea*, (s) *Quercus pyrenaica*, (t) *Quercus robur*, (u) *Quercus suber*, (v) *Salix* spp. y (w) *Tilia* spp.

distribución de especies integrando datos experimentales supervivencia para las especies *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster*, usando variables climáticas para escenarios de cambio climático A2 HadCM3 para el año 2020, 2050 y 2080.

En Benito-Garzón et al. (2013) se realizaron modelos de distribución de especies basados en modelos no paramétricos de crecimiento y mortalidad. Estos modelos fueron calibrados con medidas repetidas de diámetro a la altura de pecho para 40,721 árboles distribuidos en 45,301 parcelas. En este trabajo se consideran 11 especies arbóreas del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional, que tiene un periodo medio de muestreo medio de 11 años. En los modelos de crecimiento y mortalidad se consideraron variables climáticas interpoladas a partir de Sánchez Palomares et al. (1999), topográficas obtenidas de STRM V1 (Shuttle Radar Topographic Mission, http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/) y estructurales obtenidas a partir del Inventario Forestal nacional (Villaescusa & Díaz 1998, Villanueva 2004). Para comparar con los resultados de Benito-Garzón et al. (2008) y realizar estimaciones bajo escenarios de cambio climático también se parametrizaron modelos usando solo variables climáticas del escenario A2 del modelo de circulación climática HadCM3, usando el algoritmo *random forest* (Breiman 2001).

García-Valdés et al. (2013). Los SPOM ("*Stochastic Patch Occupancy Models*") nos permiten medir y simular los procesos de colonización y extinción local de distintas especies en función de las características de los distintos lugares donde ocurren estas colonizaciones y extinciones. Las características utilizadas en este trabajo incluyen la estructura espacial de las especies (i.e. distancia entre poblaciones) y las características ambientales en cada una de las zonas donde se producen estos eventos demográficos. Después de ser calibrados, dichos modelos se pueden utilizar para simular la dinámica metapoblacional de cada especie a lo largo del tiempo. Estas simulaciones incluyen, entre otras ventajas, la estocasticidad inherente a los sistemas biológicos. Los datos de colonizaciones y extinciones locales necesarios para calibrar estos modelos se pueden

Figura 9B



Fuente: Adaptado de García-Valdés et al. (en preparación).

obtener registrando la presencia y ausencia de las especies en un número suficiente de puntos del territorio, y en al menos dos momentos en el tiempo. Los inventarios forestales sistemáticos han demostrado ser una fuente de datos muy útil para la calibración de estos modelos. En García-Valdés et al. (2013) se utilizó un SPOM calibrado con datos del segundo (Villaescusa & Díaz 1998) y tercer (Villanueva 2004) inventario forestal nacional para simular las distribuciones futuras de las especies más comunes de árboles en la España peninsular. Los datos climáticos se obtuvieron del ensamblaje de varios Modelos de Circulación General (ver Fordham et al. 2012) para un escenario climático de referencia de alta concentración de CO_2 (escenario WRE750, Wigley et al. 1996). Al mismo tiempo estas simulaciones se compararon con otras simulaciones en las que el clima se mantuvo constante en los valores actuales para simular un escenario de clima estable que sirviera de referencia. Los análisis se realizaron a una resolución de 1 km^2 en todas las zonas actualmente ocupadas por bosque, y los resultados se utilizaron para crear mapas de las distribución futura de cada especie en cada uno de los dos escenarios climáticos posibles (cambio climático y clima estable), y para crear gráficos de la evolución en los niveles de frecuencia de cada especies en el conjunto de los bosques (porcentaje del área de los bosques con presencia de cada especie), desde el año 2000 hasta finales de siglo.

En García-Valdés et al. (2015) se calibró un SPOM para las 23 especies de árboles más comunes en la España peninsular y se estudió el efecto combinado que el cambio climático y la pérdida de hábitat (i.e. destrucción de bosque) puede tener en sus distribuciones. En este trabajo se estudiaron cuatro patrones espaciales de destrucción de hábitat para simular distintos niveles de fragmentación: destrucción al azar, destrucción espacialmente agregada en torno a un único punto, destrucción espacialmente agregada en torno a 100 puntos distintos el territorio y destrucción espacialmente sesgada hacia zonas que en la actualidad tiene un alto impacto humano (i.e. alto Índice de Influencia Humana, WCS 2005). Para cada patrón de destrucción del hábitat se simularon escenarios de pérdida del hábitat del 20%, 40%, 60% y 80% del área actual. Un procedimiento parecido se utilizó para simular la creación o restauración de nuevas zonas de hábitat como medida para contrarrestar los efectos negativos del cambio climático.

Agradecimientos

Agradecemos al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) el acceso a información del segundo y tercer Inventario Forestal. Estas investigaciones son el resultado de diferentes proyectos de investigación: MEC-INTERBOS3-CGL2008-04503-C03-03 (MCI), INIA-SUM2008-00004-C03-01 y CAM-REMEDINAL-2. (S2009/AMB-1783).

Referencias bibliográficas

Alía R, García del Barrio JM, Iglesias S, Mancha JA, de, Miguel J, Nicolás JL, Pérez-Martín F, Sánchez de Ron D (2009) *Regiones de procedencia de especies forestales en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid

Alía R, Moro-Serrano J, Notivol E (2001) Genetic variability of Scots pine (*Pinus sylvestris*) provenances in Spain: Growth traits and survival. *Silva Fennica* 35:27-38

Alia R, Moro J, Denis JB (1997) Performance of *Pinus pinaster* provenances in Spain: interpretation of the genotype by environment interaction. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1548-1559

Anderson JT, Willis JH, Mitchell-Olds T (2011) Evolutionary genetics of plant adaptation. *Trends in Genetics* 27:258-266

Araujo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:42-47

Benito-Garzón M, Alía R, Robson TM, Zavala MA (2011) Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 20:766-778

Benito-Garzón M, de Dios RS, Ollero HS (2008) Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science* 11:169-178

Benito-Garzón M, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2013) Inter-specific differences in tree growth and mortality responses to climate determine potential species distribution limits in Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography* 22:1141-1151

Breiman L (2001) Random forests. *Machine Learning* 45:5-32

Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:1474-1478

Cassini MH (2013) *Distribution ecology: From individual habitat use to species biogeographical range*. Springer, UK

Christensen JH, Hewitson B., Busuioc A, Chen A, Gao X, Held I, Jones R, Kolli RK, Kwon WT, Laprise, R., Magaña Rueda V, Mearns L, Menéndez CG, Räisänen J, Rinke, A, Sarr A, Whetton P (2007) Regional climate projections. En: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL, editores. *Climate change 2007: The physical science bases*. Cambridge University Press, Cambridge & Nueva York. pp. 847-943

Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM (2011) Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332:53-58

Dietze MC, Moorcroft PR (2011) Tree mortality in the Eastern and Central United States: patterns and drivers. *Global Change Biology* 17:3312-3326

Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:677-697

Fordham DA, Wigley TML, Watts MJ, Brook BW (2012) Strengthening forecasts of climate change impacts with multi-model ensemble averaged projections using MAGICC/SCENGEN 5.3. *Ecography* 35:4-8

García-Valdés R, Svenning JC, Zavala MA, Purves DW, Araújo MB (2015). Evaluating the combined effects of climate and land-use change on tree species distributions. *Journal of Applied Ecology* 52: 902–912

García-Valdés R, Zavala MA, Araújo MB, Purves DW (2013) Chasing a moving target: projecting climate change-induced changes in non-equilibrial tree species distributions. *Journal of Ecology* 101:441-453

Garland T, Kelly SA (2006) Phenotypic plasticity and experimental evolution. *Journal of Experimental Biology* 209:2344-2361

Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414

Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467

Jump AS, Mátyás C, Peñuelas J (2009) The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology & Evolution* 24:694-701

IPCC (2007) *Climate change 2007: Synthesis report*. Cambridge University Press, Cambridge

Keenan T, Maria Serra J, Lloret F, Ninyerola M, Sabaté S (2011) Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche- and process-based models: CO_2 matters! *Global Change Biology* 17:565-579

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259:698-709

Lines ER, Coomes DA, Purves DW (2010) Influences of forest structure, climate and species composition on tree mortality across the Eastern US. *Plos One* 5:e13212

Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M (2008) Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology* 14:2868-2881

McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS (2001) *Climate Change 2001: Impacts, adaptation & vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Press CU editor, UK

Montoya D, Rodríguez MA, Zavala MA, Hawkins BA (2007) Contemporary richness of holarctic trees and the historical pattern of glacial retreat. *Ecography* 30:173-182

OSE (2011) *Biodiversidad en España: Base para la sostenibilidad ante el cambio global*. Mundiprensa, España

Purves DW, Zavala MA, Ogle K, Prieto F, Benayas JMR (2007) Environmental heterogeneity, bird-mediated directed dispersal and oak woodland dynamics in Mediterranean Spain. *Ecological Monographs* 77:77-97

Ruiz-Benito P, Herrero A, Zavala MA (2013a) Vulnerabilidad de los bosques Ibéricos frente al cambio climático: evaluación mediante modelos. *Ecosistemas* 22:21-28

Ruiz-Benito P, Lines ER, Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Coomes DA (2013b) Patterns and drivers of tree mortality in Iberian forests: climatic effects are modified by competition. *Plos One* 8:e56843

Ruiz de la Torre J (2001) *Mapa Forestal de España escala 1:200.000*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Sánchez Palomares O, Sánchez Serrano F, Carretero P (1999) *Modelos y Cartografía de estimaciones climáticas termopluviométricas para España peninsular*. INIA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araujo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpaa S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabate S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B (2005) Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310:1333-1337

Villaescusa R, Díaz R (1998) *Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996)*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Villanueva JA (2004) *Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007)*. Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

WCS (2005) *Global Human Influence Index (HII) Dataset (Geographic)*. Wildlife Conservation Society and Center for International Earth Science Information Network. Columbia University. NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Estados Unidos. Disponible en: http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-influence-index-geographic Último acceso 20 de Diciembre de 2013

Wigley TML, Richels R, Edmonds JA (1996) Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO_2 concentrations. *Nature* 379:240-243

Adaptación

Cápitulos del 37 al 57

Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

ADAPTACIÓN

CONTRIBUCIONES, Capítulos del 37 al 57

Índice

8. Instrumentos para la adaptación

Capítulo 37: Marco normativo de la adaptación al cambio climático en España - *C. García, R. Garza, J.R. Picatoste* 437

Capítulo 38: La protección legal como marco para las medidas de adaptación al cambio climático de las especies amenazadas en España: Una visión preliminar - *R. Goméz-Calmaestra* 443

Capítulo 39: La importancia de los espacios protegidos en la adaptación al cambio climático en España: Una visión general - *J.A. Atauri* 451

Capítulo 40: Red Natura 2000, parte de la solución para la adaptación al cambio climático - *G. Rodríguez* 457

Capítulo 41: El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental - *J.F. Fernández-Manjarrés, M. Benito-Garzón* 463

Capítulo 42: La certificación forestal FSC como instrumento para la adaptación de los bosques al cambio climático - *S. Martínez, M. Estevez, G. Anguita* 469

Capítulo 43: Costes de adaptación al cambio climático en los bosques y la biodiversidad - *E. Ojea* 477

Capítulo 44: Metodologías para la evaluación económica de los impactos del cambio climático y la adaptación en el sector agrícola y forestal - *S. Quiroga, C. Suárez, Z. Fernández-Haddad* 487

9. Casos prácticos de la adaptación de los ecosistemas

Capítulo 45: Gestión forestal adaptativa en Menorca - *J. Domingo* 493

Capítulo 46: La práctica de la selvicultura para la adaptación al cambio climático - *C. García-Güemes, R. Calama* 501

Capítulo 47: Experiencias en la transferencia de conocimientos en el Parque Nacional de Sierra Nevada, en el marco del proyecto de seguimiento de cambio global - *R. Zamora, F.J. Bonet* 513

Capítulo 48: Experiencias de manejo adaptativo derivadas de la retroalimentación investigación-gestión en los pinsapares andaluces - *J.A. Carreira, B. Viñegla, J.C. Linares, M.C. Blanes, V. Lechuga, J. Merino, V. Carraro, L. Taiqüi, R. Haro, J.B. López-Quintanilla* 521

Capítulo 49: Los efectos de las intervenciones selvícolas en las masas de monte bajo de *Quercus pyrenaica* en los montes públicos de la Sierra del Moncayo en Aragón - *E. Arrechea* 535

Capítulo 50: Gestión forestal anticipadora (o cómo prevenir riesgos con intervenciones frecuentes) - *F. Sevilla* 543

Capítulo 51: Gestión forestal próxima a la naturaleza: potencialidades y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos como medida de adaptación al cambio climático - *P.A. Tíscar, A.D. García-Abril, M. Aguilar, A. Solís* 555

Capítulo 52: Adaptación al cambio climático en pinares pirenaicos: Controlando la densidad del rodal según el tipo de clima - *J.A. Blanco, J.B. Imbert, F.J. Castillo* 565

Capítulo 53: Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático - *J.L. Martín, M.V. Marrero, M. del Arco, V. Garzón* 573

Capítulo 54: Los sistemas agroforestales como forma de gestión en la adaptación al cambio climático - *M.R. Mosquera-Losada, N. Ferreiro-Domínguez, J.J. Santiago-Freijanes, E. Fernández-Núñez, A. Rigueiro-Rodríguez* 581

Capítulo 55: Bases físicas para la elección de ecotipos en la restauración vegetal bajo escenarios de cambio climático - *R. Serrada, V. Gómez-Sanz* 589

Capítulo 56: Técnicas blandas para la restauración de zonas quemadas en ambientes mediterráneos - *J. Castro, A.B. Leverkus, J.R. Guzmán-Álvarez* 595

Capítulo 57: Establecimiento de islas forestales y otras actuaciones de revegetación estratégica en paisajes agrícolas como mecanismo de adaptación al cambio climático - *J.M. Rey-Benayas* 605

C. García*, R. Garza, J.R. Picatoste

Oficina Española de Cambio Climático
**Correo electrónico: at_sgcemf3@magrama.es*
RGarza@magrama.es
JRPicatoste@magrama.es

37 Marco normativo de la adaptación al cambio climático en España

Introducción general

El cambio climático es una de las principales amenazas para el desarrollo sostenible y representa uno de los principales retos ambientales con importantes efectos directos sobre la economía global y el bienestar social.

La más reciente y exhaustiva evaluación del conocimiento global sobre el cambio climático, publicada por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) en los años 2013 y 2014, ha confirmado que el calentamiento global es inequívoco, los humanos somos la causa principal de tal cambio y -si no hay una acción urgente y significativa para reducir nuestras emisiones de gases de efecto invernadero- el cambio climático continuará en las próximas décadas y siglos.

Los dos pilares fundamentales de la lucha contra el cambio climático son la mitigación (la reducción de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero) y la adaptación a los impactos derivados de este fenómeno global. El sistema climático tiene memoria, inercia, lo que hace que ambos frentes sean complementarios y necesarios: reduciendo las emisiones se limita el calentamiento futuro en el medio y largo plazo, y adaptándonos se limitan las consecuencias presentes -fruto de las emisiones históricas- y futuras. A más esfuerzos de mitigación, menos necesidades de adaptación, y a la inversa.

La biodiversidad y los bosques son un patrimonio global y un recurso básico que proporcionan un conjunto de bienes y servicios ambientales, sociales y económicos claves para el planeta y la humanidad. Considerando el pilar de la lucha contra el cambio climático de la mitigación, los bosques y la biodiversidad juegan un importante papel como servicio regulatorio del sistema climático, secuestrando y fijando carbono de la atmósfera, conservando en sus suelos y hábitats un importante almacén [stock] de carbono y evitando emisiones causadas por otros usos del suelo. Con relación al pilar de la adaptación, los bosques y la biodiversidad son muy sensibles al clima y por tanto vulnerables al cambio climático. Una gestión de los bosques [forestal] y de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad adaptada a las condiciones cambiantes del clima contribuye a reforzar la resiliencia de los ecosistemas donde se integran y a mantener el flujo de bienes y servicios ambientales básicos que pueden verse amenazados por efecto del cambio climático, tales como la regulación de flujos y ciclos –incluyendo el amortiguamiento de fenómenos extremos del ciclo hidrológico-, el aprovisionamiento de productos materiales (madera, leña, agua, recursos genéticos y bioquímicos,…) y el suministro de beneficios no materiales y culturales (paisaje para el ecoturismo, recursos para la educación, lugares para la espiritualidad, sitios emblemáticos…).

El marco normativo de la adaptación al cambio climático

Los distintos niveles de gobernanza y administración ambiental, desde el internacional de Naciones Unidas al nacional, pasando por el europeo y sin olvidar los niveles regional y local, poseen unos marcos normativos propios e imbricados que marcan las obligaciones y las directrices de la acción frente al cambio climático en materia de adaptación.

Marco de Naciones Unidas y la Unión Europea

Los compromisos asumidos por España en materia de lucha contra el cambio climático en el ámbito de Naciones Unidas están recogidos en la Convención Marco sobre el Cambio Climático (CMNUCC) y su

Protocolo de Kioto. En este mismo nivel, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) es un organismo de Naciones Unidas que, en el ámbito del conocimiento, proporciona de forma regular las evaluaciones globales científicas, técnicas y socioeconómicas más exhaustivas, que son políticamente relevantes, pero no prescriptivas, para informar la acción frente al cambio climático.

En el proceso de negociación de la CMNUCC, la adaptación es uno de los principales pilares del futuro acuerdo jurídicamente vinculante para los países miembros, a alcanzar en 2015, y constituye una prioridad para los países en desarrollo, dado que estos países se encuentran entre los más vulnerables y son los que sufrirán los mayores impactos por causa del cambio climático.

En el ámbito de la Unión Europea, existe un amplio conjunto de decisiones comunitarias que desarrollan las políticas y medidas encaminadas a reforzar la lucha contra el cambio climático a nivel europeo en sus dos pilares de mitigación y adaptación.

En lo que se refiere la adaptación, el proceso de definición de la política europea se inició en 2007, con la adopción del Libro Verde sobre Adaptación, continuó con el Libro Blanco sobre Adaptación, aprobado en 2009, y culminó en abril de 2013 con la Estrategia Europea de Adaptación al Cambio Climático, cuyo horizonte de acción es 2013-2020. El fin principal de esta estrategia es construir una Europa más resiliente a los efectos del cambio climático y mejor adaptada a sus impactos. La Estrategia Europea se compone de tres objetivos y 8 acciones, resumidos en la Figura 1.

Figura 1.

Figura 1. Objetivos y acciones de la Estrategia Europea de Adaptación.

Fuente: Extraído del Tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (Enero 2014).

Marco nacional

La adaptación al cambio climático en nuestro país es un ámbito de trabajo muy complejo, donde confluyen la dimensión pública y privada, donde hay competencias en todos los niveles administrativos –local, regional, nacional- y donde interactúan multitud de agentes. En este contexto, es imprescindible una buena coordinación y gobernanza entre todos estos agentes y niveles para avanzar hacia la integración de la adaptación en todos aquellos sectores, sistemas, recursos y territorios vulnerables al cambio climático.

España fue uno de los primeros países europeos en establecer en el año 2006 una estrategia para la adaptación, a través del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC) que, como se describe más adelante, es el instrumento marco en el que se encajan todas las acciones de adaptación realzadas a nivel nacional. El objetivo último del PNACC es la integración de la adaptación en la planificación y gestión de todos los sectores vulnerables al cambio climático, con objeto de minimizar los impactos y, en su caso, beneficiarse de las nuevas oportunidades. Entre los sectores contemplados en el PNACC y priorizados en sus Programas de Trabajo se encuentran los bosques y la biodiversidad.

El desarrollo del PNACC a través de sus Programas de Trabajo está estrechamente alineado con los principales instrumentos y elementos adoptados en el

contexto europeo, como se refleja en la Figura 2.

Los elementos clave del PNACC pueden resumirse en las siguientes acciones:

- Integración de la variable de la adaptación al cambio climático en la normativa nacional de los sectores críticos, como agricultura, agua o turismo.

- Elaboración y puesta a disposición pública, de forma periódica, de proyecciones del clima futuro en España (con escenarios climáticos regionalizados), facilitando su conocimiento y empleo por los agentes sectoriales, públicos y privados, para la planificación y gestión de sus respectivos ámbitos de acción. Esto incluye evaluaciones sectoriales de los impactos por efecto del cambio climático, con objeto de conocer e identificar las vulnerabilidades y las opciones de adaptación.

- Refuerzo de la coordinación entre la Administración General del Estado, las Comunidades Autónomas y los entes locales.

- Establecimiento de alianzas entre socios públicos y privados que impulsen una mayor interacción entre la estrategia de adaptación del Estado y los agentes sectoriales, y fomenten nuevas oportunidades de negocio y empleo.

Con estos elementos, se puede entender que el "ciclo de la adaptación" comienza con la generación y análisis de datos, información y conocimiento en materia de escenarios climáticos regionalizados, evaluación

Figura 2.

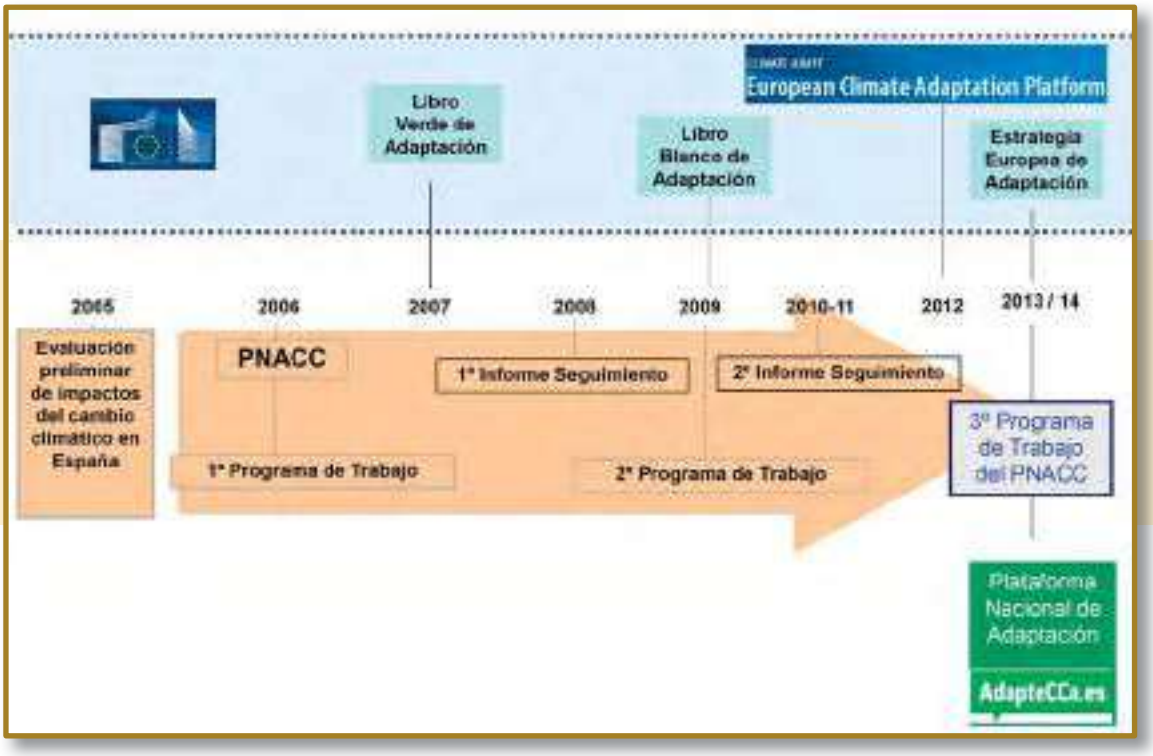


Figura 2. Gráfico de la cronología europea y nacional de la acción en adaptación.

Fuente: Extraído del Tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (Enero 2014).

sectorial de impactos y vulnerabilidad, identificación de opciones de adaptación, evaluación de costes y beneficios y otras áreas. Este conocimiento, que puede llegar a producir herramientas y sistemas expertos de información, se transfiere mediante procesos de participación y movilización de actores a los responsables de la planificación y gestión de cada sector correspondiente. El "ciclo de la adaptación" continúa cuando las necesidades de adaptación al cambio climático son explícitamente integradas en las normas e instrumentos que regulan cada sector correspondiente o en otros instrumentos de planificación transversal entre sectores. La integración en la normativa y la transferencia de información y conocimiento también contempla la elaboración de directrices técnicas, orientaciones, manuales de buenas prácticas, etc., como herramienta de apoyo para una aplicación efectiva de la adaptación al cambio climático. Cada elemento de los mencionados puede catalizar el desarrollo de acciones en los otros, de forma tal que el motor que mueve el "ciclo de la adaptación" es múltiple, distribuido, y sometido a distintos factores de impulso.

Una herramienta recientemente desarrollada para facilitar catalizar el ciclo de la adaptación y fomentar la coordinación en este campo en España es la Plataforma de adaptación al cambio climático, **AdapteCCa**, que tiene como objetivo facilitar el intercambio y la consulta de información y promover la comunicación y el trabajo conjunto entre los principales agentes –públicos y privados- que desarrollan actividad en este ámbito.

Impactos y vulnerabilidad al cambio climático de los bosques y biodiversidad en España

España reúne una riqueza extraordinaria de bosques y biodiversidad en el contexto biogeográfico donde se localiza. Nuestro país posee aproximadamente el 50% de las especies de la fauna y la flora europeas (Williams et al. 2000), gran parte de las cuales están presente exclusivamente en España, es decir, son endemismos. Asimismo, cuenta con una de las mayores superficies forestales de toda Europa.

Las evaluaciones preliminares de los efectos del cambio climático en España sobre los bosques apuntan a una reducción de la reserva hídrica de los suelos forestales, dificultando la superación de los episodios de sequía estival y provocando cambios en la composición y distribución de las masas forestales, que producirán una simplificación estructural de la vegetación y el predominio de las extinciones locales sobre las recolonizaciones. También se señalan un aumento del riesgo de incendios forestales y de plagas y enfermedades en bosques. Con relación a la diversidad biológica, se señalan efectos que ocasionarán desajustes en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, incluyendo cambios en la abundancia relativa de los taxones, en su distribución, en el comportamiento, en la fenología o en procesos ecológicos clave como la polinización, la producción primaria u otro tipo de interacciones.

En España la evaluación de impactos del cambio global en general y del cambio climático en particular sobre los bosques y la biodiversidad es un campo muy activo, con muchos grupos de investigación que desarrollan proyectos y producen abundantes resultados y publicaciones. En el marco del PNACC los bosques y la biodiversidad se han considerado prioritarios desde el comienzo, y se han promovido una serie de proyectos e indicativas recientes, entre los que destaca la "Evaluación de los Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad en España: (CCBIO)"[1], proyecto que explora la distribución potencial de hasta 317 especies de fauna vertebrada y 227 taxones de flora a lo largo del siglo XXI, forzada por distintos escenarios de cambio climático para España.

Otro proyecto a destacar en materia de biodiversidad es la Red de Seguimiento de Cambio Global en la Red de Parques Nacionales, que tiene como objetivo crear una infraestructura de observación, almacenaje y procesamiento de datos en los Parques Nacionales españoles, y fomentar su uso por la parte de la comunidad científica. De esta forma se promueve la generación de conocimiento sobre los impactos del cambio global y el desarrollo de un sistema de evaluación y seguimiento de dichos impactos en estos espacios protegidos. Hasta el momento, los Parques Nacionales que componen la Red son: Archipiélago de Cabrera, Picos de Europa, Sierra Nevada, Teide y el recién incorporado Cabañeros[2]. Un tercer proyecto desarrollado en el marco del PNACC es el análisis de los efectos del cambio climático en las especies exóticas invasoras en España[3], que revisa las interacciones y sinergias entre el cambio climático y las invasiones biológicas, y el impacto potencial del cambio climático sobre las especies exóticas invasoras y la biodiversidad en España, e incluye una propuesta de identificación de especies exóticas invasoras susceptibles de verse favorecidas por los efectos del cambio climático.

Junto a estas iniciativas existen muchos otros proyectos que, conjuntamente, formar una base de información y conocimiento muy amplia para orientar la integración de la adaptación en la planificación y gestión de la conservación de la biodiversidad en España, y que constituyen el punto de partida de este informe de evaluación.

Adaptación al cambio climático de los bosques y biodiversidad en España

A partir del conocimiento existente sobre la vulnerabilidad de los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático se están desarrollando una serie de acciones e iniciativas dirigidas a integrar la adaptación en la planificación y gestión de ambos sectores.

En cuanto a la integración normativa, los objetivos del PNACC en materia de evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el campo de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad quedan ampliamente reflejados en el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (RD 1274/2011), instrumento central de la gestión de la biodiversidad en España. En el caso de los bosques, el marco general que regula la planificación forestal es el Plan Forestal Español, que contempla como uno de sus objetivos la mejora de la capacidad de adaptación de las masas forestales españolas a las nuevas condiciones climáticas. La Ley básica de Montes (Ley 43/2003, de 21 de noviembre, modificada a través de la 10/2006, de 28 de abril) reconoce como principio inspirador de la política forestal española la necesaria adaptación de los montes al cambio climático, fomentando una gestión encaminada a la resiliencia y resistencia de los montes al mismo. La revisión en curso de esta ley de Montes está insistiendo en consideración los impactos del cambio climático y la necesidad de la adaptación al mismo.

Por otro lado, se han desarrollado unas directrices de gestión forestal adaptativa que tipifican y sistematizan los impactos y la vulnerabilidad de los bosques españoles, y analizan posibles medidas de adaptación a través de ejecución de gestión forestal adaptativa. De igual forma, se están desarrollando una serie de herramientas de apoyo a las actuaciones forestales basadas en la elección de ecotipos y de sistemas de gestión forestal que consideran escenarios de cambio climático en un horizonte adecuado al ciclo de planificación forestal, y que reducirán la magnitud de los impactos del cambio climático en los ecosistemas españoles. En la actualidad se trabaja en un proyecto destinado a elaborar una caracterización del medio físico de rodales selectos de especies de montaña

[1] http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/biodiversidad.aspx

[2] http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/rcg/index.htm

[3] http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/publicaciones/publicaciones/Especies_invasoras_tcm7-197788_tcm7-217991.pdf

para la producción de semillas forestales, como base para la elección de semillas para restauración teniendo en cuenta los escenarios de cambio climático.

La información, sensibilización, implicación y concienciación de los actores directamente relacionados con la aplicación de estas medidas en los ecosistemas (agricultores y forestales, desarrolladores de planes de gestión y ordenación, responsables de políticas, técnicos y agentes, etc.) son básicas para que la adaptación al cambio climático tenga éxito. En este sentido el PNACC promueve mediante acciones de transferencia una interacción entre científicos, técnicos y gestores que nutre y orienta de forma multidireccional la acción en todos estos ámbitos. También es necesario analizar la perspectiva de los consumidores de servicios y productos procedentes de estos ecosistemas y se debe considerarse como medida de adaptación la implantación de políticas de concienciación para fomentar un cambio de hábitos de consumo.

Conclusiones

Una de las líneas de acción señaladas en el Segundo Programa de Trabajo del PNACC, en relación con biodiversidad y bosques, es la elaboración de un informe sectorial sobre los impactos del cambio climático. El Tercer Programa de Trabajo del PNACC, adoptado en diciembre de 2013, asume todos los trabajos en curso del Segundo Programa y recoge por tanto esta acción cuyo resultado es este informe de síntesis que evalúa los impactos, la vulnerabilidad y la adaptación al cambio climático en la biodiversidad y los bosques en España.

Para la elaboración de este informe se ha contado con la Universidad de Alcalá como coordinador principal, y con una amplia representación de científicos y técnicos españoles que trabajan en este ámbito y están participando en el proyecto. La financiación de este informe de evaluación sectorial corre a cargo de la Fundación Biodiversidad y la Universidad de Alcalá.

Además de una revisión del conocimiento de la influencia del cambio climático en la biodiversidad y los bosques de España, con una recopilación exhaustiva de resultados de proyectos de investigación desarrollados en relación con los impactos y las vulnerabilidades en este campo, el informe incluye una “guía de adaptación”, con la intención de proponer una serie de líneas de actuación para la adaptación de los sistemas forestales y conservación de la diversidad biológica.

R. Gómez-Calmaestra

Jefe del Servicio de Vida Silvestre. Subdirección General de Medio Natural. DG Calidad y Eval. Ambiental y Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Pza. S. Juan de la Cruz s/n. 28071 Madrid
Correo electrónico: rgcalmaestra@magrama.es

38 La protección legal como marco para las medidas de adaptación al cambio climático de las especies amenazadas en España: una visión preliminar

Resultados clave

• Los modelos de nicho climático, a pesar de la incertidumbre que generan por los problemas metodológicos que pueden arrastrar en su elaboración, prevén de manera consistente que durante el siglo XXI se puedan producir cambios importantes en el estado de conservación de muchos taxones españoles. Estos cambios dependerán de diferentes factores, como la variabilidad genética, y afectarán de maneras diversas a las distintas especies.

• Los instrumentos legales estatales para proteger especies, subespecies y poblaciones amenazadas (en particular el Listado y Catálogo) deberán jugar un papel muy relevante para facilitar la adaptación al nuevo escenario climático de estos taxones.

• Estos instrumentos legales constituyen el marco para la posterior aplicación de medidas de adaptación (contenidas en planes de conservación o recuperación) y para el seguimiento de su estado de conservación.

Contexto

Como es conocido, numerosos taxones de la flora y fauna española se encuentran actualmente en riesgo de extinción. La manera más habitual –aceptada por la comunidad científica internacional- de cuantificar este riesgo es aplicando las categorías de amenaza definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). De este modo, los Atlas y Libros Rojos nacionales, elaborados entre 2000-2010, aplicaron estas categorías a una parte significativa de la flora y fauna española a escala estatal, permitiendo disponer de una aproximación al conocimiento de su riego de extinción.

Dado que la aplicación de las categorías UICN requiere de información sobre distribución, población o tendencias, únicamente se pudieron aplicar de manera exhaustiva y generalizada a los vertebrados terrestres. Así, un 30% de ellos se incluyó dentro de alguna de las categorías UICN de especies amenazadas (Doadrio 2001, Pleguezuelos et al. 2004, Palomo & Gisbert 2007, Madroño et al. 2004). Para los invertebrados, con menor conocimiento sobre distribución o demografía, únicamente se pudieron valorar 523 especies, el 0,7% aproximado de las que se estima deben existir en España. De éstas, 258 afrontan riesgo de extinción (Verdú & Galante 2008, Verdú et al. 2011). En relación a la flora, se dispone de información para plantas vasculares y, dentro de las no vasculares, para briófitos (musgos y hepáticas). Aproximadamente, un 17% de la flora vascular española se encontraría amenazada (Moreno 2008) así como el 20% de los briófitos (Garilleti & Albertos 2012).

Ante esta problemática, con el impulso de los convenios internacionales suscritos por España y las obligaciones de las directivas comunitarias, se han ido desarrollando instrumentos legales para la protección de las especies amenazadas. Desde 1989 se dispone de un marco jurídico general de protección (actualmente aplicable sólo a fauna) y de un potente instrumento específico para los taxones amenazados. Se trata de los catálogos (nacional y autonómicos), donde se incluyen aquellas especies, subespecies y poblaciones que requieren medidas efectivas para su conservación. En la actualidad existe en España -ámbito estatal- un Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial donde se incluye el Catálogo Español de Especies Amenazadas (en adelante, Listado y Catálogo), creados por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad y desarrollados mediante el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero.

Por otra parte, en las últimas décadas ha ido creciendo la lógica preocupación por el potencial impacto del cambio climático sobre las especies silvestres, incluyendo tanto los impactos negativos sobre las autóctonas como la posibilidad de expansión de las exóticas invasoras. Sin duda, la información derivada de proyecciones futuras del área potencial ha fundamentado parte de esta creciente preocupación. De este modo, mediante modelos de nicho -que consideran variables climáticas- se han realizado proyecciones del área de distribución potencial tanto a escala europea (Thuiller et al. 2005 para plantas; Araújo et al. 2006 para anfibios y reptiles; Levinsky et al. 2007 para mamíferos; Huntley et al. 2008 para aves) como, de manera más precisa, a escala estatal (Araújo et al. 2011 para vertebrados; Felicísimo et al. 2011 para flora vascular). Hay que señalar que estos modelos tienen sus limitaciones. Por una parte, no consideran cuestiones no climáticas (es decir, ecológicas) relevantes, como la capacidad de dispersión o aclimatación. Por otra, los datos de partida para definir distribuciones de taxones modelizados suelen estar condicionados por el esfuerzo de muestreo y, en ocasiones, no existe registro de las ausencias en las diversas localidades (Lobo 2008, Lobo et al. 2010, Aarts et al. 2012).

En general, las proyecciones muestran, que el número de especies afectadas será muy grande; que para muchas de ellas, el área de distribución actual se podrá ver previsiblemente reducida al cambiar las condiciones ambientales actuales; y, en muchos casos, el área potencial de distribución futura podrá estar alejada del actual (a veces, incluso sin que exista conexión) y la existencia de obstáculos antrópicos dificultará que fauna y flora puedan acomodar sus distribuciones a las áreas potenciales futuras de manera natural. Todo ello sugiere que el estado de conservación de muchos taxones podrá variar, de manera que es importante que instrumentos legales relevantes, como el Listado y Catálogo, sean aplicados adecuadamente para poder responder a estos cambios.

Teniendo en cuenta los diferentes enfoques existentes en conservación aplicables ante la problemática del calentamiento climático y sus consecuencias (como las actuaciones centradas en poblaciones de determinadas especies, las actuaciones centradas en ecosistemas, la conservación *in situ* de grandes o pequeñas áreas, etc), los catálogos y listados, de integrar la adaptación, harán posible una visión preventiva que permita anticiparse a los efectos graves del problema (Araújo et al. 2011). Ello supone un importante complemento a los enfoques antes citados.

Esta es la cuestión que aquí se aborda, a través de un somero análisis de la situación actual. Asimismo, se consideran los requerimientos de un posible escenario futuro y el papel que deberá jugar el seguimiento del estado de conservación para que la protección legal sea un marco efectivo para aplicar medidas de adaptación, fundamentalmente a través de los planes de recuperación y conservación de las especies catalogadas.

Integración de la adaptación en los instrumentos de protección de taxones y poblaciones

En un amplio análisis previo realizado a escala estatal (Araújo et al. 2011, Felicísimo et al. 2011) se valoraban como suficientes los instrumentos disponibles contemplados en la Ley 42/2011, para integrar en ellos las necesarias medidas de adaptación. La conclusión fue que no sería preciso crear nuevos instrumentos, sino adecuar y aprovechar los existentes, tratando de aplicar un enfoque preventivo.

La protección legal como marco para las medidas de adaptación

Los instrumentos estatales para las especies amenazadas –Listado y Catálogo- resultan clave para impulsar las medidas de conservación que estos

Figura 1.

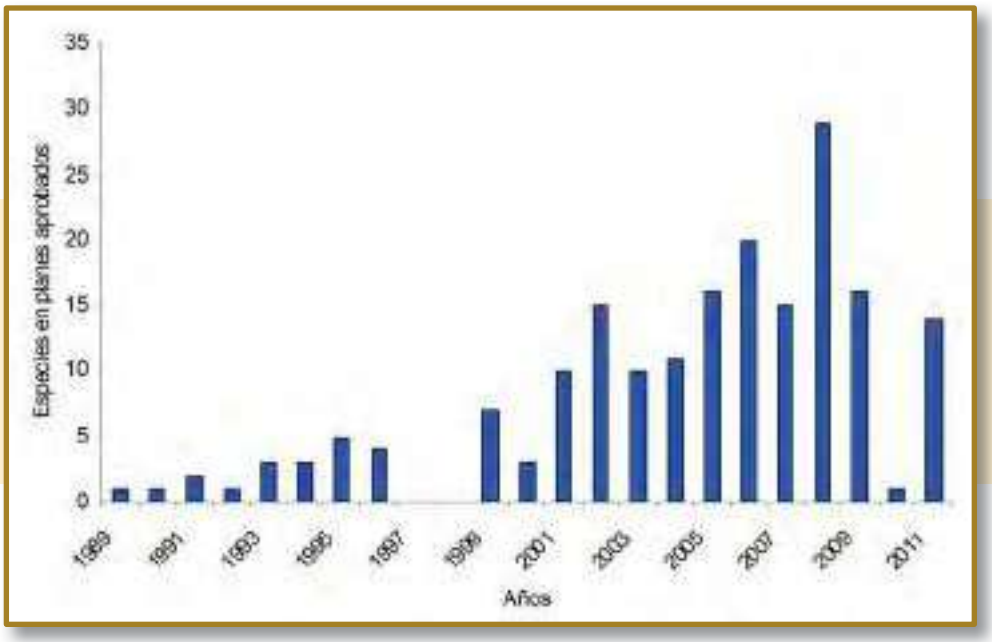


Figura 1. Número de especies consideradas en los diferentes planes de gestión, manejo, conservación y recuperación aprobados por las comunidades autónomas entre 1989 y 2011.

Fuente: Elaboración propia.

taxones requieren. De este modo, el Real Decreto 139/2011 establece que para los taxones incluidos en el Catálogo deberán adoptarse planes de recuperación o conservación, con la delimitación de áreas críticas para taxones o poblaciones "en peligro de extinción". Las especies incluidas únicamente en el Listado, al margen de su protección genérica frente a la alteración o eliminación intencionada (aplicable aquí tanto a fauna como a flora), tan sólo están sujetas a la obligación legal de realizar un seguimiento periódico –sexenal- de su estado de conservación. Por ello, la inclusión de un taxón en el Listado se puede interpretar como una medida preventiva, mientras que su inclusión en el Catálogo es una medida que pretende corregir su actual estado de conservación.

Así, la catalogación obliga a elaborar planes, con la adopción de medidas de conservación. Aunque los planes aprobados a lo largo del tiempo manifiestan una tendencia creciente (Figura 1) todavía son insuficientes según las exigencias normativas y de conservación. Por eso, dado que el calentamiento climático implica problemas comunes a especies que comparten biotopos similares (por ejemplo, especies de alta montaña, forestales, de determinados medios acuáticos), podría ser adecuado fomentar en el futuro mayor número de planes multiespecíficos, dirigidos a comunidades de especies propias de los medios más afectados. En último término, lo fundamental será poder disponer de los medios para la aplicación de las medidas de conservación contenidas en los planes.

Ante la previsible necesidad de aplicar medidas de conservación sobre los taxones afectados por el calentamiento, resultará importante su inclusión en el Catálogo, ya que ello proporcionará el estatus legal necesario para que estas especies, subespecies y poblaciones se encuentren en posición preferencial para acceder a los escasos recursos existentes en materia de conservación. Por eso, la mejor estrategia para fomentar actuaciones de conservación en favor de estos taxones pasa por su catalogación. Para aquellos cuya situación no sea de riesgo, pero puedan llegar a estarlo en breve, deberá fomentarse su inclusión en el Listado, con objeto de mantener un seguimiento de su estado de conservación.

Es importante señalar que la traslación entre el riesgo de extinción -estimado por las categorías UICN- y la catalogación de un taxón pasa por la aplicación de unos *Criterios Orientadores para la inclusión de Taxones y Poblaciones en el Catálogo Español de Especies Amenazadas*" (contemplados en la disposición adicional tercera del Real Decreto 139/2011). Estos criterios están vigentes desde 2004, aunque se están revisando actualmente buscando mayor ajuste entre el consenso científico y la protección legal para las especies más amenazadas. Es una oportunidad para considerar el cambio climático y la posibilidad de una protección preventiva para aquellos taxones que pudieran verse afectados.

El papel de la investigación y el seguimiento del estado de conservación

La aplicación de medidas de adaptación al cambio climático será más efectiva si se lleva a cabo de manera preventiva. De esta forma podrán minimizarse problemas biológicos, como la pérdida de variabilidad genética, o económicos, como los costes de programas de conservación *ex situ*. Pero, para poder aplicar una visión preventiva, es preciso disponer de información sobre el estado de conservación de los taxones, actualizada periódicamente y comparable a lo largo del tiempo, de manera que permita justificar su inclusión en el Listado o Catálogo según los Criterios vigentes.

El Real Decreto 139/2011, que desarrolla el Listado y Catálogo, especifica la necesidad de disponer de información científica para incluir nuevos taxones o realizar cambios de categoría. La ausencia de esta información puede llegar a ser una limitación determinante. Por eso, se hace necesario enfocar, en

Tabla 1. Actual distribución de taxones en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, que a su vez incluye al Catálogo Español de Especies Amenazadas, según el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero.

	LISTADO	CATÁLOGO		TOTAL
		VULNERABLE	EN PELIGRO	
FLORA	171	34	112	317
INVERTEBRADOS	57	14	17	88
PECES	19	3	10	32
ANFIBIOS	20	6	2	28
REPTILES	53	6	7	66
AVES	245	31	21	297
MAMÍFEROS	43	26	7	76
TOTAL	608	120	176	904

mayor medida, los esfuerzos de investigación sobre aquellas especies, subespecies o poblaciones que puedan verse más afectadas por el cambio climático. Por su parte, los programas de seguimiento deben ejecutarse de manera coordinada, especialmente para los taxones incluidos en el Listado y Catálogo (para los que existe obligación jurídica de su seguimiento y el acuerdo sobre como afrontarlo a través de las *Directrices para la Vigilancia y Evaluación del Estado de Conservación de las Especies Amenazadas y de Protección Especial*, aprobadas por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad en diciembre de 2012). Es importante disponer de medios para poder llevar a cabo estos seguimientos periódicamente, así como poder extender los seguimientos, en la medida de lo posible, a otros taxones no amenazados pero cuyo estado de conservación pudiera verse afectado por el calentamiento en el futuro.

Estos seguimientos, además, permiten cumplir la obligación comunitaria de informar sexenalmente sobre la aplicación de las Directivas 92/43/CEE, de hábitats y 2009/147/CE, de aves. Disponer de esta información es clave para detectar los taxones que requieren mayor atención, ya sea a través de su inclusión en el Listado o a través de su catalogación.

Posible escenario futuro

Actualmente Listado y Catálogo estatales protegen 904 especies, subespecies y poblaciones, tal y como se muestra en la Tabla 1.

Para realizar una aproximación al teórico esfuerzo de actualización de Listado y Catálogo que podría ser necesario a lo largo del presente siglo, se puede emplear la información disponible referida a modelización de distribuciones potenciales elaborada por Araújo et al. (2011). Se refiere únicamente a fauna de vertebrados terrestres, y, debido a la metodología empleada, no considera todos los grupos taxonómicos (por ejemplo, omite mamíferos quirópteros) ni todas las especies (por ejemplo, excluye las insulares). A pesar de ello, es la aproximación más completa y resulta de utilidad para realizar este ejercicio. El trabajo consideró 292 especies de vertebrados (27 anfibios, 33 reptiles, 171 aves y 61 mamíferos) y los clasificó según el porcentaje de pérdida de distribución potencial que los modelos previeron para el siglo XXI. Así, había especies que ganaban distribución potencial, otras que permanecían más o menos estables (pérdida entre 0-30%), otras con pérdida neta de entre 30-70% y, finalmente, otras con pérdida mayor (superior al 70% de su distribución potencial actual). Los resultados obtenidos, por grupos taxonómicos, se muestran en la Figura 2.

De las 292 especies de vertebrados modelizadas, 90 de ellas no están incluidas ni en Listado ni en Catálogo, mientras que un total de 172 especies se encuentran incluidas en el Listado y las 30 restantes están catalogadas[1] (8 "En peligro de extinción" y 22 "Vulnerables"). Si tenemos en cuenta las predicciones de los modelos, considerando únicamente las especies para las que se proyectan pérdidas muy importantes en su distribución potencial ("Pérdida mayor", según Araújo et al. 2011), nos podemos hacer una idea de lo que podrá suponer el esfuerzo de actualización de estos instrumentos (Figura 3), que podría requerir incorporar taxones que no forman parte del Listado (48 especies) o que se encuentran en el Listado pero no en el Catálogo (86 especies).

En resumen, si estas proyecciones son certeras, y al margen de otras variables que influyen en el estado de conservación, podría esperarse que, al menos, 134 taxones (8 anfibios, 12 reptiles, 76 aves, 38 mamíferos) requieran ingresar en Listado y/o Catálogo durante el siglo XXI. Estas pérdidas proyectadas, de tener lugar, harían que muchos taxones cumplieran los criterios exigidos para ser catalogados (fundamentalmente regresión de su área de distribución). Las cifras son muy relevantes, y debe tenerse en cuenta que no se ha considerado grupos tan numerosos como la flora o los invertebrados. En la Tabla 2 se señalan algunas de las especies identificadas como candidatas a ingresar en el Listado/Catálogo durante

[1] Galemys pyrenaicus y Tetrao urogallus presentan dos categorías en el Catálogo, referidas a diferentes poblaciones. Se ha considerado en ambos casos la categoría de mayor amenaza, es decir, "En Peligro de extinción".

Figura 2.

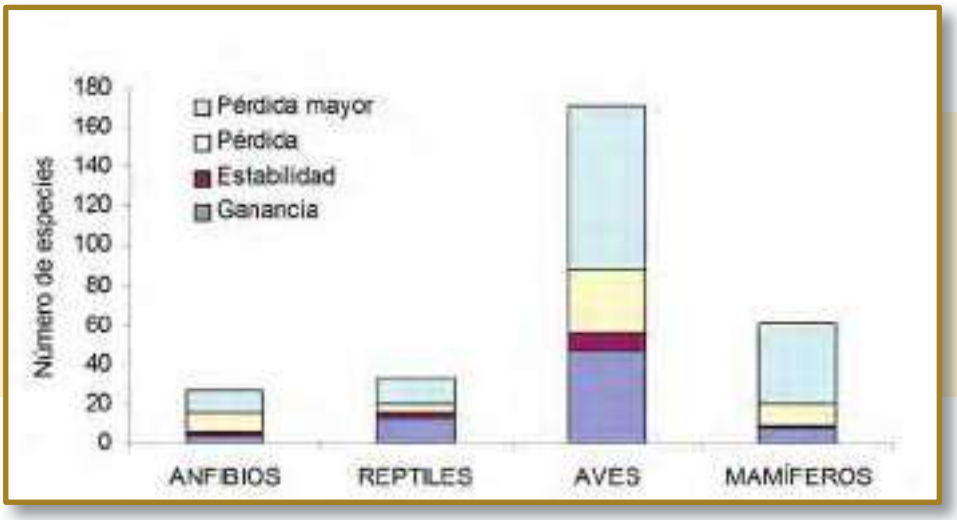


Figura 2. Distribución de las especies de vertebrados terrestres (n=292) consideradas en Araújo et al. (2011) según las cuatro categorías definidas (ver texto) en función de las proyecciones realizadas para el siglo XXI.

Fuente: Elaborado a partir de Araújo et al. (2011).

Figura 3.

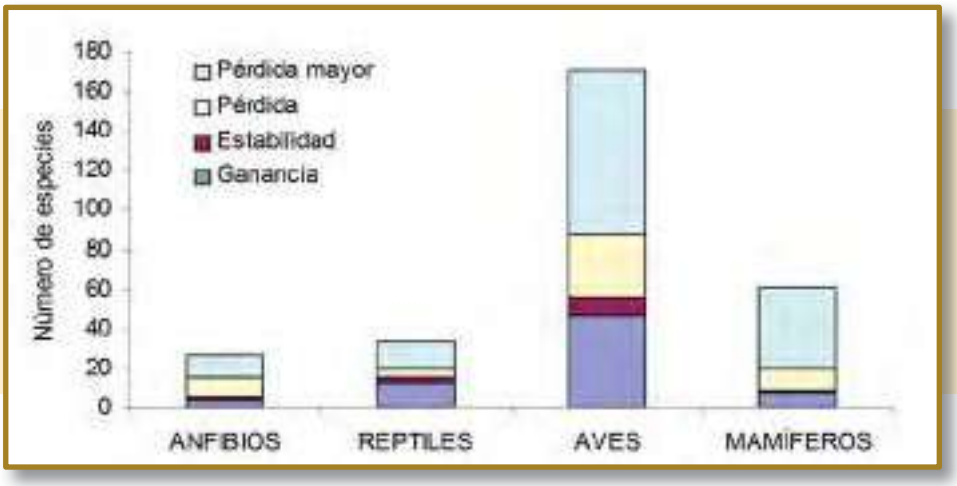


Figura 3. Especies de vertebrados terrestres para las que se ha proyectado una pérdida superior al 70% de su área de distribución potencial actual durante el siglo XXI y que no están incluidas en el Listado o, estando en el Listado, no se encuentran en el Catálogo.

Fuente: Elaboración propia.

el siglo XXI debido a una pérdida significativa de su distribución potencial, en base a los modelos citados.

Además de incluir taxones, también debe contemplarse la descatalogación o la exclusión del Listado para aquellos cuyo estado de conservación mejore ostensiblemente. En este sentido, el trabajo de Araújo et al. (2011) también permite identificar posibles candidatos. Así, de las 70 especies (4 anfibios, 11 reptiles, 47 aves y 8 mamíferos) para las que los modelos prevén ganancia de distribución potencial, 45 se encuentran en el Listado y 6 en el Catálogo, éstas últimas con la categoría "Vulnerables" (Tabla 3).

Obviamente, esta potencial descatalogación dependerá de que otros problemas de conservación puedan subsanarse. En todo caso, la actualización de Listado y Catálogo debe ser un proceso gradual y permanente que,

Tabla 2. Algunos de los vertebrados terrestres para los que los modelos de nicho de Araújo et al. (2011) proyectan pérdidas superiores al 70% de su área de distribución potencial actual en España durante el siglo XXI y (a) no se encuentran incluidos en Listado/Catálogo ("*Potenciales candidatos al Listado*"); (b) se encuentran incluidos en el Listado ("*Potenciales candidatos al Catálogo*").

	POTENCIALES CANDIDATOS AL LISTADO	POTENCIALES CANDIDATOS AL CATÁLOGO
ANFIBIOS		*Alytes obstetricans, Discoglossus pictus, Euproctus asper, Hyla arborea, Lissotriton helveticus, Pelodytes punctatus, Rana temporaria, Triturus marmoratus*
REPTILES	*Podarcis bocagei, Vipera aspis, Vipera seoanei*	*Anguis fragilis, Coronella austriaca, Hierophis viridiflavus, Iberolacerta monticola, Lacerta bilineata, L. vivipara, Podarcis muralis, Vipera latastei, Zamenis longissimus*
MAMÍFEROS	*Arvicola sapidus, Arvicola terrestrls, Chionomys nlvalis, Genetta genetta, Lepus castroviejoi, L. europaeus, Marmota marmota, Martes foina, M. martes, Meles meles, Mustela nivalis, M. putorius, Neomys anomalus, N. fodiens, Sciurus vulgaris, Sorex granarius, S. minutus, Talpa europaea, T. occidentalis*	*Atelerix algirus, Canis lupus, Felis silvestris, Microtus cabrerae, Mustela erminea*
AVES	*Alauda arvensis, Passer montanus, Perdix perdix, Columba oenas, Corvus corax, C. frugilegus*	*Anthus spinoletta, Circus cyaneus, Dryocopus martius, Falco peregrinus, Hieraetus pennatus, Luscinia svecica, Monticola saxatilis, Montifringilla nivalis, Prunella collaris, Sylvia undata, Turdus torquatus*

Tabla 3. Algunos de los vertebrados terrestres para las que los modelos de nicho de Araújo et al. (2011) proyectan ganancia en su área de distribución potencial actual en España durante el siglo XXI y (a) se encuentran incluidos en el Listado ("*Potenciales candidatos a excluir del Listado*"); (b) se encuentran incluidos en el Catálogo ("*Potenciales candidatos a descatalogación*").

	POTENCIALES CANDIDATOS A EXCLUIR DEL LISTADO	POTENCIALES CANDIDATOS A DESCATALOGACIÓN
ANFIBIOS	***Hyla meridionalis, Pelodytes ibericus, Pleurodeles waltl***	
REPTILES	***Acanthodactylus erythrurus, Chamaeleo chamaeleon, Hemidactylus turcicus, Hemorrohis hippocrepis, Macroprotodon brevis, Psammodromus algirus, Rhinechis scalaris, Tarentola mauritanica***	***Testudo graeca***
MAMÍFEROS		
AVES	***Apus pallidus, Bubo bubo, Bubulcus ibis, Bucanetes githagineus, Burhinus oedicnemus, Calandrella brachydactyla, Caprimulgus ruficollis, Cisticola juncidis, Clamator glandarius, Delichon urbica, Falco tinnunculus, Galerida cristata, Hippolais pallida, Hirundo daurica, Lanius senator, Melanocorypha calandra, Merops apiaster, Muscicapa striata, Oenanthe hispanica, O. leucura, Sylvia conspicillata, S. melanocephala, Upupa epops***	***Cercotrichas galactotes, Hieraaetus fasciatus, Pterocles alchata, Pterocles orientalis, Tetrax tetrax***

como ya se ha indicado, estará estrechamente vinculada al conocimiento científico disponible sobre la evolución del estado de conservación de los taxones silvestres. La aplicación del procedimiento para la actualización del Listado y Catálogo, especificado en el Real Decreto 139/2011, debe ser ágil y permitir cambios frecuentes. Por su parte, los *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en el Catálogo* deben facilitar la coherencia entre la información científica disponible y el contenido del Catálogo, dejando la puerta abierta a la posibilidad de incluir especies de modo preventivo por el previsible efecto del calentamiento climático.

Recomendaciones para su aplicación

Para optimizar el papel de Listado y Catálogo como marco para las medidas de adaptación al cambio climático, es preciso:

a) Establecimiento y mantenimiento de sistemas de seguimiento del estado de conservación a escala regional y estatal, dependientes de las Administraciones públicas y con estrecha coordinación entre ellas (Comité de Flora y Fauna Silvestres).
b) Seguimiento, además de para las especies para las que existe obligación legal, de aquellas otras susceptibles de presentar problemas de conservación causados por el cambio climático.
c) Actualización permanente de Catálogo y Listado, así como de los Catálogos regionales, a partir de la información obtenida de los seguimientos periódicos y mediante la aplicación de los correspondientes Criterios Orientadores.
d) Fomento de la participación. Según establece el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, es posible que cualquier ciudadano u organización solicite la iniciación del proceso de modificación de Listado y Catálogo. Para ello, es preciso contar con información científica justificativa.
e) Aprobación de los Planes de Conservación / Recuperación y aplicación de las medidas en ellos contenidos.
f) Dirigir, en mayor medida, la investigación aplicada a conservación hacia especies potencialmente sensibles al calentamiento del clima.

Material suplementario

Se indican a continuación un conjunto de medidas de conservación generales, incluidas habitualmente en planes de recuperación / conservación y en las estrategias de conservación, y que podrán ser aplicadas como medidas de adaptación al cambio climático, en especial en el medio terrestre.

1. Protección jurídica de taxones y/o de sus hábitats, a través de los correspondientes catálogos.

2. Protección *in situ* de los espacios de mayor interés, con la correspondiente regulación de actividades y proyectos a desarrollar. Para taxones catalogados, puede corresponder a las "áreas críticas" a las que se refiere el artículo 56 de la Ley 42/2007.
3. Conservación *in situ* a través de la adquisición de terrenos, el establecimiento de convenios con propietarios o el uso de los bancos de hábitats para preservar territorios de interés para la conservación de taxones.
4. Gestión *in situ* de poblaciones, incluyendo captura para marcaje y seguimiento, tratamientos veterinarios, alimentación suplementaria, instalación y adecuación de lugares de reproducción artificiales, translocaciones, introducciones, reintroducciones, etc.
5. Gestión *in situ* de otros taxones, incluyendo control de depredadores, control de competidores, repoblaciones con especies presa, control de especies exóticas, etc.
6. Gestión del hábitat, incluyendo mejora del suelo, adecuación de la estructura vegetal, instalación de estructuras protectoras, adecuación de cursos de agua, gestión de caudal hídrico, restauración de condiciones naturales, corrección de infraestructuras que generan mortalidad (como carreteras, tendidos eléctricos), corrección de infraestructuras que generan efecto barrera (como autovías, vallados), etc.
7. Gestión *ex situ* del taxón, incluyendo cría en cautividad y conservación en bancos de germoplasma.
8. Investigación y seguimiento, tanto a nivel poblacional como genético.
9. Fomento de opinión pública favorable, fundamentalmente entre la población local, y muy especialmente cuando se planee llevar a cabo la introducción, reintroducción o translocación de taxones que puedan generar conflictos.

Referencias bibliográficas

Aarts G, Fieberg J, Matthiopoulos J (2012) Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 3:177-187

Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1712-1728

Araújo MB, Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I, Calmaestra R (2011). *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2. Fauna de Vertebrados.* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid

Doadrio I (2001) *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid

Felicísimo AM (2011) *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 1. Flora y Vegetación.* Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid

Garilleti R, Albertos B (2012) *Atlas y Libro Rojo de los Briófitos Amenazados de España.* Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural-Asociación Briológica Española. Madrid

Huntley B, Collingham YC, Willis SG, Green RE (2008) Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *Plos One* 3:e1439

Levinsky I, Skov F, Svenning JC, Rahbek C (2007) Potential Impacts of Climate Change on the Distribution and Diversity Patterns of European Mammals. *Biodiversity and Conservation* 16:3803-3816

Lobo JM (2008a) More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* 5:14-19

Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103-114

Madroño A, González C, Atienza JC (2004) *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General de Biodiversidad-Sociedad Española de Ornitología, Madrid

Moreno JC (2008) *Lista Roja 2008 de la Flora Vascular Española.* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) y Sociedad Española de Biología de Conservación de Plantas. Madrid

Palomo LJ, Gisbert J, Blanco JC (2007) *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid

Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M (2004) *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid

Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005). Climate change threats plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102:8245-8250

Verdú JR, Galante E (2008). *Atlas de los invertebrados amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro).* Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Verdú JR, Numa C, Galante E (2011). *Atlas y Libro Rojo de los invertebrados amenazados de España (especies Vulnerables).* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid

J.A. Atauri

Oficina Técnica EUROPARC-España / Fundación F.G. Bernáldez. ICEI. Finca Mas Ferré Edif. A. Campus de Somosaguas. 28223 Madrid.
Correo electrónico: jose.atauri@redeuroparc.org

39 La importancia de los espacios protegidos en la adaptación al Cambio Climático en España: Una visión general

Resultados clave

• Los espacios protegidos son, tanto por el valor de los ecosistemas que albergan como por la mayor dotación de medios respecto al territorio no protegido, escenarios privilegiados para la puesta en práctica de mecanismos de adaptación al cambio climático.

• Para mejorar el papel de los espacios protegidos en la adaptación al cambio climático se propone: incorporar una visión dinámica en las políticas de conservación, mejorar los mecanismos de transferencia de los resultados de la investigación a la gestión, desarrollar herramientas prácticas que permitan aplicar estos resultados, e impulsar redes coordinadas de seguimiento de los efectos del cambio climático.

Espacios protegidos en España

Los espacios protegidos son la herramienta más ensayada para la conservación de la naturaleza en todo el mundo, con más de 120.000 lugares bajo alguna categoría de protección (IUCN & UNEP-WCMC 2012), de los que el 69% se encuentran en la Unión Europea (EEA 2012). En España, un 28% del territorio se encuentra bajo alguna figura legal de protección de la naturaleza, un territorio que contiene una muestra significativa de los paisajes, ecosistemas y especies más representativos y más valiosos (EUROPARC-España 2012a).

Un espacio protegido es, según la definición de la UICN "un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados" (Dudley 2008).

Por lo tanto, y de acuerdo a la definición anterior, los espacios protegidos se diferencian del resto del territorio, además de por sus valores naturales, culturales, etc., por ser objeto de una gestión efectiva. Esto implica disponer generalmente de una mayor aplicación de medios (económicos y materiales) para conseguir los objetivos por los que se declararon, así como disponer de equipos de gestores. Entre estos gestores se encuentran técnicos responsables de la administración y gestión de las áreas protegidas, generalmente personal de la administración pública o de empresas vinculadas a ésta (EUROPARC-España 2012a).

Los espacios protegidos son por tanto, territorios privilegiados para el diseño y aplicación de actuaciones de adaptación al cambio climático. Sin embargo, y a pesar de su importancia sobre los espacios protegidos, en España el cambio climático no está en la agenda de los gestores y responsables de las áreas protegidas. Las razones son complejas aunque pueden señalarse algunas:

- Existen otros procesos de cambio más patentes y que requieren con más urgencia de medidas de gestión si se pretende mantener los ecosistemas en su estado actual. En particular los cambios de uso del suelo (p. ej. la urbanización y el abandono de prácticas agrarias tradicionales responsables del mantenimiento de ciertos tipos de ecosistemas o especies objeto de protección), se perciben como las amenazas más importantes sobre muchos espacios protegidos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España 2011).

- La crisis institucional y el debilitamiento de las

estructuras y equipos de gestión (Múgica et al. 2013), hace que se primen las necesidades más inmediatas, relegando cuestiones de gran importancia, como es el caso del cambio climático.

- La incertidumbre inherente a los modelos predictivos de cambio climático, y la dificultad de integrar esa incertidumbre en los modelos de gestión (Udovyk & Gilek 2013)

- La falta de herramientas prácticas o directrices concretas dificulta la transferencia de las recomendaciones y resultados de los estudios científicos al diseño concreto de actuaciones de gestión (Pullin & Knight 2004, Knight et al. 2008).

Potencial de los espacios protegidos en la adaptación al Cambio Climático

Según los escenarios climáticos propuestos por el Observatorio de la Sostenibilidad de España (2011), el 54% de estos espacios protegidos sufrirán de forma importante los efectos del cambio climático. Así, aquellos ubicados bajo condiciones templado-frías o eurosiberianas experimentarán un cambio climático que los acercará hacia las condiciones mediterráneas. Por su parte, los espacios protegidos de clima mediterráneo podrían sufrir un incremento en las condiciones de aridez y temperatura actualmente inexistentes en la península. Además se prevén cambios en el área de distribución de muchas especies y en los patrones de diversidad, debido a los cambios en la distribución de los nichos climáticos (Felicísimo et al. 2011, Araujo et al. 2011).

Las redes de espacios protegidos, tanto por su extensión como por la variedad de ecosistemas que incluyen, pueden ser un importante instrumento en la adaptación al cambio climático. En primera instancia, los espacios protegidos pueden mejorar la capacidad de respuesta de los ecosistemas al cambio climático al mantener éstos en un buen estado de conservación, eliminando o reduciendo el impacto de actividades humanas y ofreciendo así una de las "soluciones naturales" más eficaces contra la crisis climática (IUCN –WPA 2004, Dudley et al. 2010).

Pero además, el papel de los espacios protegidos en relación a la adaptación se centra en tres ámbitos de actuación principales: el seguimiento del cambio climático y sus efectos, el diseño y puesta en marcha de proyectos piloto de adaptación de los ecosistemas al cambio climático, y el desarrollo de investigación aplicada (Zamora 2010).

Seguimiento de cambio climático

Los espacios protegidos cuentan en general con una mayor disponibilidad de medios humanos y materiales que el territorio no protegido, y en concreto una larga tradición en el desarrollo de sistemas de seguimiento de diferentes componentes del medio ambiente, de interés para la toma de decisiones en la gestión (EUROPARC-España 2005, Stemet al. 2005). Gracias a estas circunstancias, en algunos casos se han desarrollado sistemas de seguimiento muy completos, con una sólida base científica (p. ej.: Atauri et al. 2002, Anabela et al. 2006, Aspizua et al. 2010, Díaz Delgado 2010). Sin embargo no existe una recopilación exhaustiva de todos sistemas de seguimiento actualmente en marcha en las áreas protegidas españolas que permita tener una visión global. La información sobre seguimiento en espacios naturales protegidos a escala nacional más completa disponible puede encontrarse en la base de datos de seguimiento de EUROPARC-España (http://enpdata.wikispaces.com/). El análisis de esta base de datos, compuesta por 28 iniciativas, pone de manifiesto por un lado la variedad de aspectos objeto de seguimiento, y por otra la descoordinación existente, no existiendo en la actualidad una red que coordine todos los proyectos de seguimiento en marcha.

Aunque tienen una gran importancia los programas de seguimiento de poblaciones de especies de flora y fauna amenazadas o de interés (32%), un 50% de los programas de seguimiento se refiere al seguimiento de variables climáticas. Tan solo un 18 % se refiere a otros procesos ecológicos (cambios en la vegetación, ecofisiología, etc.). En general se trata de iniciativas aisladas, llevadas a cabo por cada espacio protegido de forma autónoma, con medios propios de la administración responsable. Destaca la existencia de varias redes con objetivos concurrentes:

- Red de seguimiento del cambio global de la red de parques nacionales: coordinada por el Organismo Autónomo Parques Nacionales y con cofinanciación privada, comprende cinco parques nacionales y recoge parámetros climáticos y biológicos, accesibles online (http://www.magrama.gob.es/es/red-parques-nacionales/red-seguimiento/divulgacion.aspx#para3)

- Climadat: red integrada por ocho estaciones localizadas en espacios naturales protegidos, que registra datos climáticos, de libre acceso y en tiempo casi real. Impulsada por el IC3 Institut Català de Ciències del Clima y financiada por una entidad privada (http://climadat.es/es/).

- LTER: La Red Española de Investigación Ecológica a Largo Plazo (LTER-España) es una red participativa de científicos e instituciones, dedicada a la investigación ecológica y socio-económica a largo plazo, vinculada espacios naturales protegidos. Actualmente la red la forman siete espacios protegidos (http://www.lter-spain.net/).

El resultado es que se dispone de una enorme cantidad de datos, pero ni se han medido o almacenado en condiciones estandarizadas, ni están a disposición de los investigadores, ni de la sociedad en general, con lo que no es sencillo el análisis de los mismos, ni la obtención de los resultados que potencialmente podrían obtenerse.

Proyectos piloto de adaptación

Los espacios protegidos son lugares donde se ejecutan multitud de proyectos destinados a mantener o mejorar el estado de conservación de especies, hábitats, ecosistemas y paisajes. Evaluar la importancia relativa de los diferentes tipos de proyectos de conservación que se realizan en los espacios protegidos no es tarea fácil, ya que no existe un registro exhaustivo a escala nacional, y muchas iniciativas pueden ser desarrolladas en el territorio protegido por otras administraciones, por ejemplo la forestal.

La base de datos de acciones de conservación de EUROPARC-España es el referente más completo que registra proyectos de conservación en espacios protegidos en todo el Estado. El análisis de los112 proyectos de esta base de datos muestra que aunque existe una atención a ciertos aspectos o "impulsores del cambio global" (Duarte et al. 2006), como el control o erradicación de especies invasoras, o el mantenimiento o simulación de prácticas agrarias tradicionales, no hay apenas proyectos específicamente diseñados para la adaptación de los ecosistemas al cambio climático.

La mayor parte de los proyectos (15 proyectos, el 47%) se refieren a gestión de especies de especial interés, de los que el 27% se refieren a control de especies exóticas invasoras. El 29% de proyectos tienen como objetivo mantener o mejorar el estado de conservación de ecosistemas, entre los que podría contemplarse la adaptación al cambio climático (Figura 1). Sin embargo solo tres de estos proyectos están explícitamente dirigidos a este fin.

Los proyectos piloto de adaptación identificados están todos ellos dirigidos a los ecosistemas forestales y en general pretenden incrementar la capacidad de adaptación de bosques mediante un aumento de su heterogeneidad espacial o estructural y de la biodiversidad, así como promoviendo estructuras más resistentes al estrés hídrico y al fuego.

Una tradición centenaria en gestión ("ordenación") de los montes -aunque con objetivos diferentes - ha permitido utilizar los procedimientos de la gestión forestal ("tratamientos selvicolas") para promover la adaptación e incrementar la resiliencia (entendida como la capacidad de recuperar la función y estructura de un sistema después de una perturbación) de las masas forestales, con indicaciones muy concretas (Serrada et al. 2011). Sin embargo no existen protocolos tan detallados (a nivel de intervención sobre el terreno) en otros ámbitos, en el mejor de los casos indicaciones de carácter general (OECC 2004).

Figura 1.

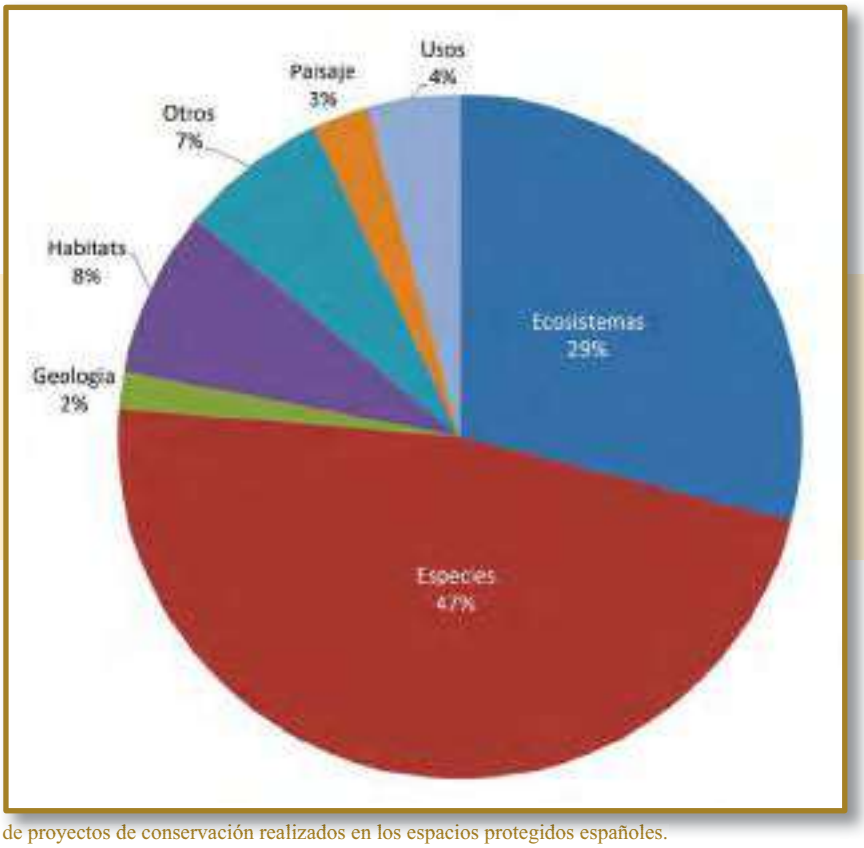


Figura 1. Tipología de proyectos de conservación realizados en los espacios protegidos españoles.

Fuente: Base de datos de acciones de conservación de EUROPARC-España (www.wikiconservacion.org).

Investigación

Aunque los espacios protegidos son escenarios privilegiados para la investigación, y en ellos se desarrolla una buena parte de la actividad investigadora en materia de ecología y conservación de la biodiversidad, no existen programas específicos de investigación promovidos por las diferentes redes de espacios protegidos, y la mayoría se realiza de forma aislada en cada espacio, con cargo a su propio presupuesto. La excepción es el programa de investigación de la Red de Parques Nacionales, que realiza una convocatoria anual específicamente dirigida a generar conocimiento aplicable a la gestión en los parques nacionales.

Desde 2002 a 2011 este Programa ha financiado 142 proyectos (que han producido más de 400 publicaciones en revistas científicas, 100 comunicaciones a congresos y 90 contribuciones a libros). De ellos, 13 proyectos están específicamente dirigidos al cambio global / climático.

Este programa de investigación se complementa con el "Programa de investigación de la red de seguimiento del cambio global", financiado por varias entidades (Organismo Autónomo Parques Nacionales, Oficina Española de Cambio Climático y Fundación Biodiversidad) que promueve investigaciones en los 3 parques nacionales que integran la Red de seguimiento

del cambio global, dirigidas específicamente a conocer los efectos del cambio global. En el contexto de este programa se han financiado 30 proyectos (entre los que se cuentan los 13 del programa anterior).

Propuestas

De la revisión anteriormente expuesta, así como de los trabajos del Grupo de Conservación de EUROPARC-ESPAÑA se pueden resumir algunas recomendaciones con el objeto de potenciar el papel de los espacios protegidos como herramientas para promover la capacidad de adaptación al cambio global, y al cambio climático en particular (EUROPARC-España 2012b, 2012c):

1) Es preciso orientar las políticas de conservación de la naturaleza hacia el mantenimiento de los procesos ecológicos, frente a la conservación de ecosistemas en un estado estático, y considerar el proceso continuo de cambio en la naturaleza (Zamora 2010). La evidencia del cambio global hace necesario "gestionar la incertidumbre", mediante una gestión que pueda irse adaptando a medida que se desarrolla y promover los mecanismos de resiliencia en los ecosistemas (heterogeneidad, diversidad, etc.) como forma de adaptación al cambio global.

2) Las incertidumbres asociadas al cambio global refuerzan la importancia vital del seguimiento como herramienta básica en la gestión de las áreas protegidas. Para ello debe aprovecharse el potencial de los espacios protegidos como observatorios del cambio, promoviendo redes de seguimiento y asegurando la viabilidad a largo plazo de las mismas.

3) Es preciso generar herramientas prácticas para la trasferencia del conocimiento científico a la gestión, que permitan materializar las conclusiones de la investigación en proyectos concretos sobre el terreno. Para ello será necesario implementar o revitalizar redes y grupos de trabajo mixtas de investigadores y gestores, así como poner en marcha procedimientos de transferencia del conocimiento científico a la gestión, como medio más eficaz de facilitar esta trasferencia (Jacobson et al. 2013).

Referencias bibliográficas

Anabela P, Prada C, Herrero J, García-Serrano A, Atauri JA (2006) El seguimiento ecológico en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. *Naturaleza Aragonesa* 17:56-64

Araújo A, Guilhaumon F, Rodrigues D, Pozo I, Gómez R (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de vertebrados.* Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid

Aspizua R, Bonet FJ, Zamora R, Sánchez FJ, Cano-Manuel FJ, Henares I (2010) El Observatorio de Cambio Global de Sierra Nevada: hacia la gestión adaptativa de los espacios naturales. *Ecosistemas* 19:56-68

Atauri JA, de Lucio JV, Muñoz MA (2002) *Modelo de seguimiento ecológico en espacios naturales protegidos. Aplicación a la Reserva Natural de los Galachos de La Afranca de Pastriz, La Cartuja y El Burgo del Ebro*. Serie Investigación nº 32. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

Díaz-Delgado R (2010) Puesta a punto e implementación de un programa integrado de seguimiento ecológico a largo plazo en el Espacio Natural de Doñana. *Ecosistemas* 19:42-55

Duarte CM, Alonso S, Benito G, Dachs J, Montes C, Pardo M, Rios AF, Simó R, Valladares F (2006) *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid

Dudley N (2008) *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas.* UICN, Gland

Dudley N, Stolton S, Belokurov A, Krueger L, Lopoukhine N, MacKinnon K, Sandwith T, Sekhran N (2010) *Natural Solutions: Protected areas helping people cope with climate change*. IUCNWCPA, TNC, UNDP, WCS, The World Bank and WWF. Gland, Washington DC and New York

EEA (2012) *Protected areas in Europe - an overview. EEA Report No 5/2012.* European Environment Agency, Copenhagen

EUROPARC-España (2005) *Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos.* Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid

EUROPARC-España (2012a) *Anuario 2011 del estado de las áreas protegidas en España.* Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid

EUROPARC-España (2012b) *Seminario Técnico "Buenas prácticas de conservación de hábitats y especies: gestión de conservación y adaptación al cambio global". Espacio Natural Sierra Nevada, 24 al 26 de octubre de 2012. Conclusiones.* Oficina Técnica EUROPARC – España, Madrid

EUROPARC-España. (2012c) *Espacios protegidos en el contexto del cambio global. Documento de trabajo.* Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. Disponible en: http://www.redeuroparc.org/conservacioncambioglobal.jsp Último acceso 29 de Enero de 2014

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (2011) *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados.* Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Felicísimo A, Muñoz J, Villalba CJ, Mateo RG (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación.* Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino

IUCN & UNEP-WCMC (2012) *The World Database on Protected Areas (WDPA) Monthly Release*. UNEP-WCMC, Cambridge

IUCN-WCPA (2004) *Securing Protected Areas in the FACE of Global Change*. IUCN, Gland

Jacobson C, Lisle A, Carter RW, Hockings MT (2013) Improving Technical Information Use: What Can Be Learnt from a Manager's Perspective? *Environmental Management* 52:221-233

Knight AT, Cowling RM, Rouget M, Balmford A, Lombard AT, Campbell BM (2008) Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology* 22:610-617

Mugica M, Grau S, Atauri JA, Castell C (2013) En tiempos de crisis, reforcemos nuestras áreas protegidas. *Quercus* 330:25-31

OECC (2004) *Impactos en la costa española por efecto del cambio climático Fase III. Estrategias frente al cambio climático en la costa.* Oficina Española de Cambio Climático, Madrid

Observatorio de la Sostenibilidad en España (2011) *Biodiversidad en España. Base de la sostenibilidad ante el cambio global.* MundiPrensa, Madrid

Pullin AS, Knight TM (2004) Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 19:245-252

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez V (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático.* Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones. Madrid

Stem C, Margoluis R, Salafsky N, Brown M (2005) Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Conservation Biology* 19:295-309

Udovyk O, Gilek M (2013) Coping with uncertainties in science-based advice informing environmental management of the Baltic Sea. *Environmental Science and Policy* 29:12-23

Zamora R (2010) Las Áreas protegidas como Observatorios del Cambio Global. *Ecosistemas* 19:1-4 Disponible en: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=646 Ultimo acceso 29 de enero de 2014

G. Rodríguez

Programa de Biodiversidad, WWF España
Correo electrónico: grodriguez@wwf.es

40 Red Natura 2000, parte de la solución para la adaptación al cambio climático

Resumen

• Los ecosistemas que se conservan en buen estado, son más resistentes a las perturbaciones causadas o agravadas por el cambio climático. Un ejemplo claro lo constituyen los bosques bien gestionados y conservados en buen estado, que son más resistentes ante los incendios. Además, la variedad de servicios ecosistémicos que nos proporcionan los espacios protegidos satisfacen una gran parte de necesidades básicas como el abastecimiento de agua de calidad o la reducción de riesgos naturales como la amortiguación de inundaciones. Estos servicios son aún más necesarios en condiciones de sequía y eventos climáticos extremos cuya frecuencia aumentará a consecuencia del cambio climático como prevén numerosos estudios científicos.

• En este contexto, el IPCC ha identificado los espacios protegidos como mecanismos esenciales para la mitigación y la adaptación al cambio climático. Otros organismos internacionales como la CBD han repetido este mensaje y los gobiernos de varios países ya incluyen la protección de los espacios protegidos en sus estrategias nacionales de adaptación al cambio climático.

• En Europa, la Red Natura 2000, que cubre casi un quinto del total del territorio terrestre europeo con más de 25.000 lugares, es una pieza clave para la conservación de la biodiversidad y también por su papel fundamental para reducir las consecuencias negativas del cambio climático sobre la sociedad europea contribuyendo a reducir los impactos de los fenómenos climáticos extremos, a proveer agua de calidad y facilitar la dispersión y desplazamiento de especies, entre otros aspectos.

• Sin embargo, a pesar de su papel fundamental tanto para la conservación de la biodiversidad como para la adaptación al cambio climático, en España tenemos por delante numerosos retos para hacer realidad su conservación. Conseguir su gestión adecuada, la financiación necesaria, y el reconocimiento y valoración de los servicios ecosistémicos que nos aporta por parte de los gestores, políticos y la sociedad son los tres de los grandes retos que afronta.

Contexto

La advertencia sobre el cambio climático es inequívoca y evidente como muestran las observaciones del aumento de las temperaturas medias globales del aire y los océanos, el extenso derretimiento de la nieve y el hielo así como la subida media del nivel del mar a escala mundial, como se concluye en el informe de 2007 y de 2013 sobre cambio climático del Grupo Intergubernamental de expertos sobre el cambio climático (IPCC 2007 y 2013).

En estose mismo informes también se exponen los impactos regionales que los cambios en el clima tendrán sobre los sistemas naturales. En el caso de Europa, está previsto que el cambio climático magnifique las diferencias regionales entre la calidad y cantidad de los recursos hídricos. Se prevé también un aumento del riesgo de inundaciones y erosión. En las áreas montañosas se prevé un retroceso de las zonas nevadas y una alta pérdida de especies. Se concluye que la región mediterránea será una de las más afectadas por el cambio climático por una mayor reducción de la disponibilidad de agua, de la productividad de las cosechas y de la alta afección al turismo de verano en esta región.

Los efectos del cambio climático sobre los recursos naturales en Europa ya son observables, como se indica en la Comunicación de la Comisión Europea sobre la biodiversidad (COM 2006). En esta comunicación se advierte que "el cambio climático puede, en unas pocas décadas, socavar nuestros esfuerzos de conservación y utilización sostenible de la biodiversidad".

En este contexto, las zonas montañosas son particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático, particularmente en la región mediterránea. Las consecuencias del cambio climático se verán reflejadas en la pérdida de especies, incremento de incendios, aumento de la virulencia de plagas y enfermedades, y empeoramiento de los servicios ecosistémicos como la provisión de agua dulce.

Los efectos concretos sobre las especies se han revisado en este libro y se centran en cambios en su fenología (los eventos periódicos naturales relacionados con el clima tales como la migración o la reproducción), el éxito reproductivo, los cambios en la abundancia, las modificaciones de la abundancia y distribución geográfica de las especies. Por ejemplo, un estudio de 2006 respecto a los efectos del cambio climático sobre las especies de anfibios y reptiles en Europa concluye que la mayoría de las especies modelizadas en este estudio perderían previsiblemente para 2050 el espacio climático que les es favorable.

Adaptación

Papel clave de las áreas protegidas para la adaptación al cambio climático

Aun cuando se produzcan reducciones sustanciales de las emisiones de gases de efecto invernadero, se prevé que el clima continúe cambiando durante las próximas décadas y siglos. Con toda claridad, es urgente prepararse para las consecuencias del cambio climático además de seguir trabajando para disminuir las emisiones de CO_2.

En este contexto, además de ser un instrumento clave para la protección de la biodiversidad, las áreas protegidas desempeñan un papel clave para paliar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad y sobre las poblaciones locales.

En primer lugar, los ecosistemas que se conservan en buen estado, son más resistentes a las perturbaciones causadas o agravadas por el cambio climático. Un ejemplo claro lo constituyen los bosques bien gestionados y con un buen estado de conservación, que pueden ser menos propensos a sufrir incendios.

En segundo lugar, la variedad de servicios ecosistémicos que nos proporcionan los espacios protegidos satisfacen una gran parte de las necesidades básicas de la sociedad como el abastecimiento de agua de calidad o la reducción de riesgos naturales como la amortiguación de inundaciones. Estos servicios ecosistémicos son aún más necesarios en condiciones de sequía y eventos climáticos extremos cuya frecuencia aumentará a consecuencia del cambio climático como prevén numerosos estudios científicos.

Aunque en general puede decirse que el mantenimiento de áreas naturales en el territorio reduce la vulnerabilidad al cambio climático, los espacios bajo figuras de protección tienen ventajas adicionales para contribuir a la adaptación al cambio climático: los espacios protegidos gozan de un reconocimiento legal que asegura su protección a largo plazo y un establecimiento de medidas de gestión y conservación. Asimismo, los espacios protegidos suelen disponer de una mayor financiación para estudiar los efectos del cambio climático y efectuar medidas de adaptación, que los convierte en excelentes 'laboratorios' para analizar la respuesta de los ecosistemas al cambio climático y la eficiencia de medidas de gestión adecuadas para mitigar sus efectos negativos.

El IPCC ha identificado los espacios protegidos como mecanismos esenciales para la mitigación y la adaptación al cambio climático. Otros organismos internacionales como la CBD han repetido este mensaje y los gobiernos de varios países ya incluyen la protección de los espacios protegidos entre sus estrategias nacionales de adaptación al cambio climático. Por ejemplo, la Estrategia de Adaptación al Cambio Climatico de Filandia de 2005 incluye la protección de la red de espacios protegidos como medida fundamental de adaptación al cambio climático.

La Red Natura, indispensable para la adaptación al cambio climático en Europea

Con toda claridad es urgente prepararse para las consecuencias del cambio climático. En Europa, la Red Natura 2000, que cubre casi un quinto del total del territorio terrestre europeo con más de 25.000 lugares, es una pieza clave para la conservación de la biodiversidad y también por su papel fundamental para reducir las consecuencias negativas del cambio climático sobre la sociedad europea. Además de proteger las especies y los hábitat prioritarios a nivel europeo y contribuir a frenar la pérdida de biodiversidad, la Red Natura cubre una gran proporción de espacios naturales o seminaturales que aportan un gran número de servicios ecosistémicos y que son clave en un contexto de cambio climático.

Así, la Red Natura 2000 nos aporta soluciones naturales tanto de mitigación, como de adaptación al cambio climático (UNEP 2009, WWF 2010). Servicios como la regulación climática, almacenamiento de CO_2, protección frente a inundaciones y avenidas, provisión y depuración de agua, y prevención de la erosión son algunos de los servicios que se hacen aún más necesarios en un contexto de cambio climático y que la Red Natura es clave para salvaguardar. En concreto, la contribución de los ecosistemas terrestres de la Red Natura 2000 para la adaptación al cambio climático en Europa es clave por diversas razones que detallamos a continuación.

• Reducir del riesgo y los impactos de los fenómenos climáticos extremos

La gestión de las áreas forestales incluidas en la Red Natura 2000 debe estar enfocada hacia el mantenimiento de una alta diversidad de especies y de una estructura adecuada del bosque, reduciendo el riesgo de incendios. La vegetación natural que mantienen los lugares de la Red Natura también reduce la erosión durante periodos de fuertes lluvias. Los ríos con cauces naturales donde se mantienen las llanuras de inundación, reducen las avenidas y protegen los asentamientos humanos de las inundaciones.

• Proveer agua de calidad en un contexto de mayor escasez de recursos hídricos

Los ecosistemas forestales que protege la Red Natura 2000 favorecen la regulación hídrica. Las predicciones climáticas apuntan a un cambio en los patrones de precipitación que en regiones como la mediterránea conllevarán una reducción de la precipitación media estival con lo que la protección de estos ecosistemas es una necesidad clave para asegurar la disponibilidad constante de recursos hídricos.

• Actuar como corredores ecológicos para las especies

Por la cobertura que supone la Red Natura 2000 de una parte significativa del territorio europeo, los lugares de la red tienen un importante papel facilitando la conectividad ecológica. Ante las proyecciones de cambio climático, se espera que una gran cantidad de especies tenga que desplazarse a otras zonas en busca de unas condiciones climáticas más adaptadas a sus necesidades para lo que necesitan espacios naturales que actúen de conexión entre sus hábitat naturales.

En algunos países y ciudades europeas ya se están adoptando medidas de adaptación al cambio climático basadas en la protección de hábitats naturales o incluidos en la Red Natura 2000. En la mayor parte de las ocasiones, la buena relación coste – eficacia de este tipo de medidas basadas en la protección de ecosistemas, supone un ahorro importante a la administración en comparación con a otro tipo de medidas o con respecto a la reparación posterior de los daños causados en caso de no tomar ningún tipo de medidas. Por ejemplo, en la ciudad de Copenhague existe una tendencia creciente de episodios de lluvias torrenciales. La ampliación del sistema de alcantarillado hubiera supuesto un coste de 2.000 millones de euros. En cambio, se han construido una serie de reservorios para almacenar el exceso de agua en espacios naturales periurbanos. El coste de estas medidas 'verdes' ha supuesto en contraste 750 millones de euros.

Estos son algunos ejemplos de servicios ecosistémicos claves que podemos obtener con la protección de la Red Natura 2000 y que contribuyen a disminuir nuestra vulnerabilidad al cambio climático.

Recomendaciones para su aplicación

Ahora bien, en España todavía tenemos grandes retos por delante para que la Red Natura pueda cumplir los objetivos de conservación de la biodiversidad para los que fue creada y a la vez pueda contribuir a nuestra adaptación al cambio climático. De no hacerlo, estaríamos ignorando una de las medidas de adaptación más importantes y con una mejor relación coste-eficacia para paliar los efectos del cambio climático. Así, los principales retos en España para poner en marcha la Red Natura 2000 como pieza clave para la conservación en Europa y para la adaptación al cambio climático son las siguientes:

• Alcanzar el estado de conservación favorable de la Red Natura 2000 a través de su gestión

Es necesario alcanzar el estado de conservación favorable de la Red Natura 2000 como establece la Directiva Hábitat (92/43/CEE). En la actualidad, fundamentalmente en los países de la región Mediterránea, el desarrollo de la Directiva Hábitat se ha dilatado considerablemente en el tiempo. En España, a pesar de que se han realizado importantes avances en la designación de la parte terrestre (España cuenta con un 27% de su superficie dentro de la Red Natura), la aprobación de los planes de gestión de los lugares de la Red Natura acumula un importante retraso. En el año 2012 únicamente el 11% de los Lugares de Importancia Comunitaria de la Red Natura 2000 (166 sobre un total

Figura 1.

Figura 1. Lugares de Importancia Comunitaria con planes de gestión aprobados en España en el año 2012.

Fuente: WWF España (2012).

de 1.145) contaban con un plan de gestión (WWF 2012; Figura 1). La ausencia de estos planes de gestión, en último término, pone en peligro la protección efectiva de los hábitat y especies presentes en la Red Natura 2000 permitiendo además la ejecución de proyectos, infraestructuras y desarrollo de usos del suelo que no son compatibles con la conservación.

En la actualidad, el número de Lugares de Importancia Comunitaria que han sido declarados como Zonas de Especial Conservación (ZEC) va aumentando gradualmente a medida que las administraciones avanzan en la elaboración y gestión de los planes de gestión correspondientes. Pese a este aumento, todavía nos encontramos muy lejos de asegurar la gestión de la totalidad de la superficie terrestre de Red Natura 2000.

Es importante señalar que dentro de la propia gestión de la Red Natura 2000 es necesario incluir medidas específicas de adaptación al cambio climático para especies y hábitats comunitarios entre todas las medidas de gestión que se definan. Es decir, en el diseño de los planes e instrumentos de gestión debe valorarse la vulnerabilidad al cambio climático de los hábitats y especies y deben identificarse las medidas de adaptación a los cambios y respuestas previstas.

Los ecosistemas saludables y bien conservados tienen un mayor potencial de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático. Mejorar la gestión de los espacios naturales disminuyendo las amenazas existentes como la destrucción de hábitat, el sobrepastoreo o la presencia de especies exóticas invasoras contribuye a tener ecosistemas más sanos y resistentes.

Por este motivo, es importante mantener en buen estado la Red Natura para que, a la vez que se garantiza la protección de los hábitats y especies que exige la normativa, se incrementan las oportunidades para la adaptación al cambio climático. Para ello, en la planificación de la gestión de la Red Natura hay que tener en cuenta la necesidad de enfocar algunas de las medidas de conservación con el fin específico de aumentar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas frente al cambio climático.

• Establecer la red: conectividad de la Red Natura 2000

Es necesario garantizar la conectividad y fomentar la "coherencia ecológica" de la red (una obligación según el artículo 10 de la Directiva de Hábitats) para fortalecer la capacidad de adaptación de los ecosistemas de Europa al cambio climático y la existencia de corredores ecológicos que permitan el desplazamiento de las especies.

Para ello es necesario contemplar las necesidades de conectividad de los espacios de la Red Natura en los instrumentos de planificación correspondientes y asegurar adecuadas políticas sectoriales y una ordenación territorial a escala de paisaje que contemple las necesidades de conectividad ecológica entre los espacios de la Red Natura 2000.

• Asegurar la financiación de la Red Natura 2000

Hasta el momento la Red Natura carece de la financiación necesaria para ponen en marcha las medidas de conservación y gestión que son necesarias para su conservación. Tras la decisión adoptada por parte de la Comisión Europea de no abrir un fondo específico para la Red Natura, en el nuevo periodo de programación (2014-2020) se espera que los Estados Miembros utilicen fondos europeos como el FEADER, el FEDER y el FEMP con un enfoque integrador para que contribuyan a financiar la conservación de la Red Natura 2000. En España, durante el periodo de programación anterior (2007- 2013) estos fondos europeos han sido escasamente empleados para conservación de la biodiversidad en comparación con otros Estados Miembros y con las posibilidades que los reglamentos de los fondos ofrecían.

Por este motivo es clave asegurar los fondos necesarios para la financiación de la Red Natura 2000 en este nuevo periodo de programación. Para ello es necesaria una adecuada integración de las necesidades financieras de la Red Natura 2000 en la programación de los fondos aprovechando el marco regulatorio favorable que la Comisión Europea ha puesto a disposición de los Estados miembros.

Una vez que asumamos los costes de gestionar la Red Natura 2000 para su correcta gestión podremos disfrutar de los beneficios de mantenerla en buen estado de conservación tanto para el clima, la biodiversidad y la sociedad, que a menudo son ignorados u obviados. Estos beneficios han sido calculados en términos económicos llegando a valorarse en 200-300 mil millones de euros anuales por los servicios aportados por la Red Natura en Europa para la provisión de agua potable, la prevención de riesgos y desastres naturales, el desarrollo del turismo, etc. (Comisión Europea, 2013). Los costes de gestionar la Red Natura 2000 han sido estimados en 5.8 mil millones de euros al año (IEEP 2010).

Como se muestran en estas cifras, los beneficios socioeconómicos que aporta la correcta gestión de la Red Natura 2000 superan con creces los costes de su conservación. Aún así, los beneficios derivados de la conservación en términos de servicios ecosistémicos y contribución a la adaptación al cambio climático, no son del todo conocidos por la sociedad y tenidos en cuenta por los gestores y políticos.

Los retos que afronta la Red Natura en España para asegurar su gestión, su coherencia como red y su financiación, se suma el reto de fomentar su conocimiento y su valoración entre todos los sectores. A pesar de que más del 80% de la población española vive cerca de uno de estos espacios, sólo una pequeña parte sabe qué es y qué beneficios aportan.

Referencias bibliográficas

Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1677-1688

European Commission (2006) *Detener la pérdida de biodiversidad para 2010*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions

European Union (2012) *Draft Guidelines on Climate Change and Natura 2000*. European Union

European Union (2013) *The Economic benefits of the Natura 2000 Network*. Synthesis report, European Union

IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

Marttila V, Granholm H, Laanikari J, Yrjölä T, Aalto A, Heikinheimo P, Honkatuki J, Järvinen H, Liski J, Merivirta R, Paunio M (2005) Finland's National Strategy for Adaptation to Climate Change. Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki

UNEP (2009) *The Natural Fix. The role of ecosystems in climate mitigation*. UNEP

University of Waterloo (2012) Climate change adaptation: a priorities plan for Canada. Report of the Climate Change Adaptation Project, Canada

WWF (2010) Natural solutions: protected areas helping people cope with climate change. WWF

WWF (2012) La Red Natura 2000 en España. Situación por Comunidades Autónomas. WWF

J.F. Fernández-Manjarrés[1*], M. Benito-Garzón [1, 2]

[1] *CNRS, Laboratorio de Ecología, Sistemática y Evolución, Universidad de Paris-Sud Orsay CEDEX 91405*

[2] *CIRED, Centro Internacional para la investigación sobre el ambiente y el desarrollo. 45bis, Av de la Belle Gabrielle, Nogent-sur-Marne, CEDEX 94736*

[*] *Correo electrónico: juan.fernandez@u-psud.fr*

41 El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental

Resultados clave

• La gran velocidad del cambio climático en ciertas zonas templadas y de montaña puede producir una ruptura de los procesos naturales de dispersión de genes y de selección con el resultado de que muchas poblaciones de individuos sésiles como las plantas herbáceas y los árboles o arbustos no puedan adaptarse a las nuevas condiciones climáticas. Es así como ha sido propuesta la "migración asistida", definida como la plantación intencionada de individuos en un gradiente altitudinal o latitudinal para compensar los riesgos del cambio climático en la supervivencia de las especies. En esta sección presentamos algunas reflexiones en torno al debate existente sobre la migración asistida de propágulos de poblaciones más al sur o en gradiente altitudinal debido a los riesgos de contaminación genética y probabilidad de invasión de las poblaciones plantadas. Gracias al ejemplo de *Pinus pinaster*, susceptible de sufrir procesos de migración entre España y Francia, analizamos las condiciones requeridas para considerar su plantación desde el sur hacia el norte (análisis de vulnerabilidad) y lo que podemos aprender de experiencias previas en masas de repoblación.

Introducción

Los aspectos más preocupantes del cambio climático actual son sus características intrínsecas y su velocidad. En menos de 100 años se esperan cambios que sobrepasan la variabilidad climática actual (Williams et al. 2007) e incluso la variabilidad geológica con respecto a eventos relativamente cercanos como el máximo térmico que se produjo en el Holoceno medio (Benito-Garzón et al. 2014). A esto se suma una variabilidad espacial con respecto a su *velocidad local* que puede diferir en un orden de magnitud según las regiones (Loarie et al. 2009).

De manera evidente, los árboles, con su largo ciclo de vida y su capacidad de dispersión más o menos limitada, están sujetos a las presiones inmediatas del cambio climático que sobrepasan sus capacidades normales de dispersión del orden de 1 km por año (Feurdean et al. 2013). Por lo tanto, no es sorprendente que la idea de una migración asistida aparezca como una solución lógica y eficaz al problema de la adaptación, o mejor dicho, de la falta de adaptación de los árboles al cambio climático (Aitken et al. 2008).

En esta sección examinaremos algunos conceptos relativos a la migración asistida, las bases de la controversia, los procesos de decisión basados en un análisis de vulnerabilidad y las lecciones que se deben aprender de experiencias previas en plantaciones, usando como ejemplo los efectos del traslado de individuos de *Pinus pinaster* desde Portugal a Francia en los años 1950.

Algunas definiciones

La literatura científica actual sobre migración asistida y cambio climático presenta una gran variedad de términos que se solapan más o menos según el contexto en que sean utilizados. En esta discusión, nosotros nos referiremos a la *migración asistida* (MA) como término genérico que incluye el traslado de semillas, propágulos, juveniles o adultos tanto dentro de la distribución geográfica de la especie, como en el margen de esta distribución e incluso fuera de su distribución histórica. Este último caso es comúnmente llamado colonización asistida, y es el que presenta mayores controversias, sobre todo, pero no exclusivamente, cuando se trata de especies amenazadas porque la probabilidad de supervivencia en el nuevo ambiente puede ser muy baja. En el caso de traslados de poblaciones dentro de su área de distribución,

la MA es equivalente al *reforzamiento* de poblaciones ("population reinforcement") con individuos de la misma especie pero originarios de otras localidades.

Estrictamente hablando, una migración (o colonización) asistida es simplemente un traslado, que dentro del contexto del cambio climático, implica que en vez de buscar un hábitat equivalente para la población en cuestión, se buscarían hábitats que compensen los efectos actuales o esperados del cambio climático. Por ejemplo, en Canadá, se han plantado semillas de *Pinus albicaulis* (McLane & Aitken 2012) 800 km más al norte debido a una plaga de escarabajos de la corteza que ataca las poblaciones del sur. Estos escarabajos aprovechan los inviernos más suaves para reproducirse todo el año causando estragos en las poblaciones de arboles.

Recientemente, se ha comenzado a hacer una diferencia entre la migración asistida para el rescate de una especie y la migración asistida para recuperar los sistemas forestales (Pedlar et al. 2012). De hecho, mirando en detalle estas distinciones, subyacen dos perspectivas opuestas: la primera está centrada en una población amenazada para la cual debemos responder a la pregunta *¿dónde se debe plantar una especie para compensar los efectos del cambio climático*? En el otro extremo, tenemos una perspectiva de manejo ecosistémica para la cual hay dos categorías: la primera es similar al caso de especies amenazadas en la cual la pregunta es *¿dónde se debe migrar el ecosistema?* Un ejemplo de este tipo está siendo implementado en Columbia Británica, Canadá, basado en una larga tradición de ensayos de procedencia y manejo forestal (http://www.for.gov.bc.ca/hre/forgen/interior/AMAT.htm). El ensayo AMAT intenta caracterizar las respuestas de una docena de especies de interés comercial a lo largo de un transecto de ensayos desde Estados Unidos hasta Canadá para detectar los límites de plasticidad y de adaptación de estas especies para estimar posibles estrategias de plantación (O'Neill comunicación personal). Por ahora, estos ejemplos son experimentales y no se conocen aún los resultados a largo plazo.

El segundo tipo de MA está relacionado directamente con el manejo de ecosistemas. Así, nos podemos también plantear la pregunta *¿qué componentes debo migrar a un ecosistema X para mantener un servicio ecológico Y*? Esta última pregunta ha sido abordada sobre todo para las especies ingenieras (ver artículo de Kreyling et al. 2011). Al tratarse en general de especies comunes, la controversia es menor que para el caso de especies amenazadas. Para el caso de las especies forestales, a menos que una especie dada esté en peligro, esta segunda aproximación es la más apropiada.

¿Por qué hay controversia en torno de la migración asistida?

Mientras que el traslado de poblaciones de especies amenazadas es una práctica común (la IUCN tiene todo un programa al respecto), los programas de migración asistida de especies no amenazadas están creando polémica. Si bien es cierto que los detractores de los programas de MA se basan en la alta proporción de fracasos en los traslados y re-introducciones de especies amenazadas que se hacen hacia hábitats equivalentes, olvidan las experiencias para las cuales las translocaciones fueron exitosas (Tabla 1).

Tabla 1. Síntesis de algunos de los principales argumentos a favor y en contra de la migración asistida (adaptado de Hewitt et al. 2011).

Argumentos a favor	Argumentos en contra
Opción para compensar la fragmentación del paisaje	Riesgos e impactos irreversibles de invasión
Remediación de funciones ecosistémicas	Impactos sobre los ecosistemas y sus funciones
Forma de prevenir la extinción local	Contaminación genética de poblaciones locales (hibridación intra- e inter-especifica)
Opción de manejo innovadora	Desvío de recursos de alta prioridad
Necesario o prácticamente obligatorio para especies con poca dispersión y sensibles al cambio climático	Parcialidad hacia especies consideradas importantes; prioridades erróneas
Opción plausible con un manejo de riesgos adecuado	Insuficiente información científica
Mejoramiento de las prácticas de traslado de especies amenazadas	Continuación de prácticas poco efectivas de manejo
Beneficios sociales y culturales	Impactos sociales y culturales por la modificación del paisaje

Fuente: Elaborado a partir del mapa de cubiertas de Menorca (2002).

En el caso de las especies amenazadas llevadas fuera de su distribución natural, las críticas se centran en: a) el alto riesgo de las manipulaciones para la supervivencia (o conservación) de una población en estado vulnerable y b) la posibilidad de crear poblaciones invasoras en los ecosistemas receptores. En el caso de las especies forestales, se han invocado argumentos éticos como la responsabilidad hacia las generaciones futuras al cambiar la composición de un bosque (Aubin et al. 2011).

Por último, existen críticas respecto al enfoque exclusivo de MA sobre las especies amenazadas que se sustentan en una visión más integral del ecosistema y sus servicios como se dijo más arriba (Kreyling et al. 2011). Para un resumen de los argumentos a favor y en contra ver (Hewitt et al. 2011).

Para el caso de especies forestales relativamente comunes, los riesgos que existen están relacionados con la contaminación genética de las poblaciones locales que han sido 'reforzadas' con individuos de zonas más secas, más meridionales o de cotas altitudinales inferiores. Por ejemplo, aportar genes de resistencia a la sequía puede ser eficaz en este caso, pero puede conllevar a un compromiso ('trade-off") con respecto a la resistencia a las heladas, como veremos más adelante.

Vulnerabilidad y migración asistida

¿Por qué hablar de vulnerabilidad dentro del contexto de la migración asistida? Independientemente del contexto y de las medidas necesarias propuestas para la MA (Hoegh-Guldberg et al. 2008, Winder et al. 2011), el primer paso consiste en determinar la vulnerabilidad del sistema o de la población en cuestión. Como se vio en la sección de definiciones, hay dos aproximaciones emergentes con respecto a la migración asistida, ya sea centrada en una población amenazada, o centrada en un ecosistema. Como las actividades forestales están estrechamente relacionadas al ecosistema forestal, que desde el punto de vista de la sociedad debe ser conservado y manejado para adaptarse al cambio climático, creemos que la pregunta central es entonces relativa al servicio ecosistémico y no a una especie en particular. De esta manera, las primeras preguntas que se deben responder para el caso de un bosque manejado serían:

¿Cuál es la vulnerabilidad de las especies de un bosque/plantación concreto con respecto al cambio climático?, ¿qué opciones de manejo existen para compensar la posible vulnerabilidad de algunas especies?,¿es realmente necesaria la migración asistida? Si la migración asistida es considerada necesaria, ¿cuáles son las herramientas existentes para escoger las poblaciones que se deben migrar en el bosque en cuestión?

En general, la vulnerabilidad de una especie al cambio climático viene definida por su exposición y su sensibilidad al cambio climático moduladas por su capacidad adaptativa (Williams et al. 2008).

En el caso de la **exposición** al cambio climático, la primera pregunta que se debe plantear es ¿cuál es la magnitud y la dirección del cambio climático esperado en la región del bosque en cuestión? Tradicionalmente, esto se ha medido con el cálculo de anomalías entre el clima esperado para 2050 o 2100 y el clima 'actual' entendido como el promedio de al menos 30 o 50 años durante una parte del siglo anterior. Recientemente, la medida de la velocidad del cambio climático (Loarie et al. 2009, Diffenbaugh & Field 2013) estimada como el número de km/año que una especie necesita migrar para mantener las mismas condiciones climáticas en el futuro, muestran una visión más precisa de la urgencia de compensar por el cambio climático local. Por ejemplo, para el continente europeo, se requiere migrar entre 100 y 800 km hacia el norte durante el siglo 21 para mantenerse en el mismo clima del siglo 20 (velocidades entre 1 y 8 km/año).

La **sensibilidad** se define como los limites ecofisiológicos de una población para resistir diferentes tipos de estrés y se puede medir en caracteres relacionados con la "fitness" como por ejemplo la biomasa, el crecimiento, la mortalidad etc., (Williams et al. 2008). De este modo, una población que presenta baja plasticidad fenotípica sería muy sensible a efectos moderados de cambio climático y *viceversa*. En general, la sensibilidad se puede estudiar mediante dos fuentes de información básica: a) observación sobre el terreno de los efectos producidos en el pasado a causa de las variaciones climáticas sobre una población dada de árboles; y b) por experimentación bajo condiciones controladas, ya sea en laboratorio o por transplantes recíprocos de procedencias.

Por último, la **capacidad de adaptación** sería, en nuestra opinión, el carácter más difícil a estimar, debido a su estrecha relación con la sensibilidad (una baja sensibilidad al clima puede ser interpretada como una gran capacidad adaptativa), y depende de la distribución de la variabilidad genética de los caracteres adaptativos que presenta una especie. Evidentemente, el parámetro más cercano es el $\boldsymbol{Q}_{st}$ calculado sobre uno o varios caracteres relevantes para la adaptación al cambio climático. Este parámetro estima la distribución de la varianza genética adaptativa entre poblaciones con respecto al conjunto de poblaciones. Valores bajos de $\boldsymbol{Q}_{st}$ significan que las poblaciones tienen poca diferenciación para el carácter dado y viceversa, siempre y cuando las diferencias estimadas con el Q_{st} se hayan originado por una adaptación local al clima y no por deriva genética u otros procesos demográficos. En general, muchos caracteres de interés en árboles presentan altos valores de Q_{st} sugiriendo una alta adaptación a las condiciones ambientales locales (Savolainen et al. 2007). Sin embargo, una alta adaptación local no quiere decir que una población tenga el acervo genético necesario para enfrentar los cambios a los que estaría expuesto (grado de exposición). Una adaptación local alta puede suponer un factor de riesgo con respecto a la velocidad del cambio climático, pero a la vez, una oportunidad de manipulación de la especie en bosques manejados De hecho, aunque parezca paradójico, el paradigma de la adaptación local es en gran medida la base conceptual de la migración asistida.

En todo caso, los métodos más pertinentes para calcular una MA son los métodos derivados de las funciones de trasferencia ("*transfer functions*"). Basándose en una serie de ensayos forestales recíprocos, se calculan las diferencias de crecimiento, fenología, supervivencia, resistencia a climas extremos etc. con respecto a una distancia climática entre el *sitio de origen* de la procedencia y el *sitio del ensayo*. Si se tienen muchos de estos ensayos, se puede calcular, en teoría, una

función de traslado "universal" que permitiría estimar la "fitness" general de una procedencia en otra localidad, ya sea para el clima actual o para un clima futuro (O'Neill et al. 2008, Wang et al. 2010, Oney et al. 2013).

En resumen, aglutinando los elementos anteriores, una población de un bosque que puede ser natural, semi-natural o manejado, sería vulnerable si presentara una fuerte exposición (anomalías climáticas, velocidad del cambio climático, etc.), alta sensibilidad (deterioro de las funciones fisiológicas con un cambio moderado del clima) y baja capacidad de adaptación (falta de variabilidad o presencia de la variabilidad genética 'equivocada'; Figura 1).

¿Qué limitantes existen? El caso de Pinus pinaster

Suponiendo que un análisis de vulnerabilidad indicara que es razonable introducir ya sea poblaciones más meridionales o de cotas inferiores, ya sea reemplazar una especie local por otra más meridional, ¿qué riesgos persistirían en este tipo de acciones? ¿Cuáles serían los factores limitantes en una plantación?

Una parte de estas preguntas las podemos resolver mirando casos pasados de traslados en Europa Occidental, sobre todo en el gradiente que existe entre los bosques atlánticos, la zona sub-mediterránea y los bosques templados para los cuales hay especies como *Pinus pinaster* (pino marítimo o resinero) que ocupan partes de estos biomas.

El pino marítimo es una especie común en Europa occidental, donde se usa con fines comerciales en plantaciones que ocupan toda la costa atlántica. Las poblaciones de pino marítimo presentan alta plasticidad fenotípica y adaptación local a lo largo de su rango de distribución (Alía et al. 1995, 1997, González-Martinez et al. 2002). En general, las poblaciones más meridionales presentan mayor resistencia a la sequía que las poblaciones más septentrionales, por lo que las poblaciones del sur podrían ser candidatas a una MA hacia el norte para garantizar la supervivencia de esta especie en un contexto de incremento de la aridez.

En Francia, las plantaciones de pino marítimo constituyen un 10% de la superficie forestal. Las primeras plantaciones en las Landas de la región de Aquitania, que actualmente constituye la mayor aglutinación de la especie en Francia, datan del 1857 y probablemente fue llevada a cabo con semillas locales (Roussel 2007). En 1949 y 1959 se importaron semillas procedentes del noroeste de la Península Ibérica para suplir la falta de semillas en la región debido a incendios forestales (Boisseaux 1986).

Figura 1.

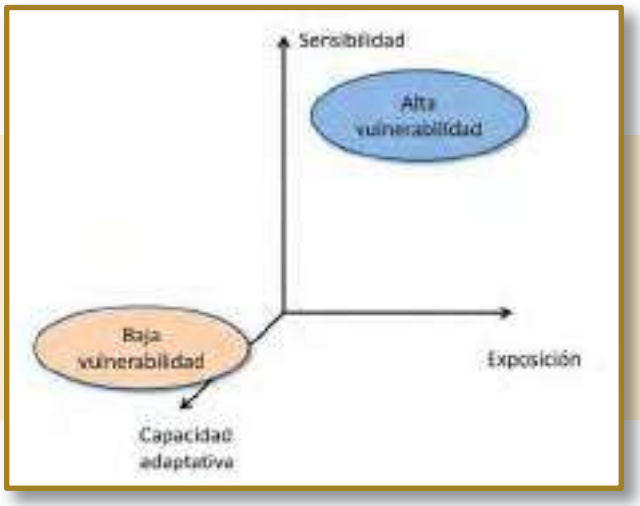


Figura 1. Componentes de la vulnerabilidad representados en tres ejes. Una población de árboles sería altamente vulnerable si presentara una alta exposición a los eventos climáticos, alta sensibilidad representada por respuestas insuficientes para mantener un equilibrio fisiológico, y baja capacidad de adaptación si la adaptación local es insuficiente para un clima que cambia.

Fuente: Elaboración propia.

En los años siguientes, los árboles procedentes de semillas peninsulares se desarrollaron normalmente hasta que tres grandes heladas en 1956, 1963 y la más fuerte y definitiva en 1985 diezmaron las poblaciones de pino marítimo en las Landas. Los análisis de las semillas realizados después de las heladas de 1985 demostraron que la mortalidad de los árboles de procedencia ibérica era mucho mayor que los de procedencia local (Boisseaux 1986). Después de este episodio, solo se plantaron en la región semillas que no procedieran de España o Portugal. Las heladas de 1985 supusieron para la región una pérdida de 300 a 400 Km^2 de madera (Doré & Varoquaux 2006), y condujeron a la prohibición, por primera vez en la Unión Europea, de la introducción de semillas foráneas (EU Council Decreto 1999/105/EC of 22 Diciembre 1999).

Las Landas, y la región de Aquitania en general, presentan temperaturas medias similares a las que se han registrado en el noroeste peninsular pero con mayor variabilidad en las temperaturas mínimas. Sin embargo, fuertes picos de frío han sido registrados cada 20 años aproximadamente en las Landas, heladas que parecen caer fuera del rango de tolerancia fisiológica de las procedencias ibéricas (Benito-Garzón et al. 2013). Por tanto, los programas de MA deben no solo mirar a las condiciones climáticas medias, sino también a los eventos extremos y a la variabilidad climática esperada para el futuro.

¿Qué perspectivas en el ámbito de la investigación son necesarias?

Es evidente de la discusión anterior que dos actividades son necesarias si se piensa en la migración asistida como opción de adaptación al cambio climático. La primera es la monitorización de especies locales para identificar signos de vulnerabilidad y un conocimiento actualizado del grado de exposición según los modelos que el IPCC vaya desarrollando.

La segunda actividad es la investigación experimental con los ensayos de procedencia como se ha venido realizando desde hace más de dos décadas. El diseño de ensayos de procedencia cubriendo los gradientes climáticos esperados, en combinación con los instrumentos de modelización, pueden proporcionar una información de gran valor para tomar decisiones robustas con respecto a la MA. En este contexto, los desarrollos en genómica (Sork et al. 2013), unidos a los ensayos de procedencia, van a ayudar a identificar las bases genéticas de la adaptación y de la plasticidad, dos elementos cruciales para la adaptación. Pero todavía quedarían algunos aspectos de incertidumbre relativos al cambio climático en sí mismo que implican abordar los problemas desde una perspectiva de precaución, donde todos los futuros son posibles.

De todas formas, la MA podría funcionar como parte de un portafolio de opciones, que incluirían tiempos de rotación más cortos y seguramente, asociaciones de especies distintas a las que se conocen actualmente. La parte más difícil de aceptar sería el hecho que aunque se trabaje con el mejor material genético, local o importado, la adaptación de las especies a los nuevos climas será siempre parcial hasta que la selección natural pueda actuar. Y esto último puede tomar varias generaciones de árboles y muchas generaciones humanas.

Agradecimientos

Agradecemos muy especialmente a Miguel Ángel de Zavala la oportunidad brindada de participar en este informe. Este trabajo está financiado por los fondos de la agencia francesa para la investigación ANR (proyecto AMTools) y por el programa Marie Curie de la Unión Europea para MBG.

Referencias bibliográficas

Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S (2008) Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1:95-111

Alía R, Gil L, Pardos JA (1995) Performance of 43 Pinus pinaster provenances on 5 locations in central Spain. *Silvae Genetica* 44:75-81

Alía R, Moro J, Denis J (1997) Performance of Pinus pinaster provenances in Spain: interpretation of the genotype by environment interaction. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1548-1559

Aubin I, Garbe C, Colombo S, Drever CR, McKenney DW, Messier C, Pedlar J, Saner MA, Venier L, Wellstead AM, Winder R, Witten E, Ste-Marie C (2011) Why we disagree about assisted migration1: Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. *The Forestry Chronicle* 87:755-765

Benito-Garzón M, Ha-Duong M, Frascaria-Lacoste N, Fernández-Manjarrés J (2013) Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restoration Ecology* 21:530-536

Benito-Garzón M, Leadley PW, Fernandez-Manjarrés JF (2014) Assessing global biome exposure to climate change through the Holocene - Anthropocene transition. *Global Ecology and Biogeography* 23:235-244

Boisseaux T (1986) *Influence de l'origine genetique (landaise ou iberique) des peuplements de pin maritime sur les degats causes par le froid de janvier 1985 au massif forestier aquitain*. Ecole National des Ingénierurs des Travaux des Eaux et Forêts

Diffenbaugh N, Field C (2013) Changes in Ecologically Critical Terrestrial Climate Conditions. *Science* 341:486-492

Doré C, Varoquaux F (2006) *Histoire et amélioration de cinquante plantes cultivées* (ed Ed. Q). Paris

Feurdean A, Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, Lischke H, Hickler T (2013) Tree migration-rates: narrowing the gap between inferred post-glacial rates and projected rates. *Plos one* 8:e71797

González-Martinez S., Alía R, Gil L (2002) Population genetic structure in a Mediterranean pine (*Pinus pinaster* Ait.): a comparison of allozyme markers and quantitative traits. *Heredity* 89:199-206

Hewitt N, Klenk N, Smith AL, Bazely DR, Yan N, Wood S, MacLellan JI, Lipsig-Mumme C, Henriques I (2011) Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation* 144:2560-2572

Hoegh-Guldberg O, Hughes L, McIntyre S, Lindenmayer DB, Parmesan C, Possingham HP, Thomas CD (2008) Assisted colonization and rapid climate change. *Science* 321:345-6

Kreyling J, Bittner T, Jaeschke A, Jentsch A, Jonas Steinbauer M, Thiel D, Beierkuhnlein C (2011) Assisted Colonization: A Question of Focal Units and Recipient Localities. *Restoration Ecology* 19:433-440

Loarie SR, Duffy PB, Hamilton H, Asner GP, Field CB, Ackerly DD (2009) The velocity of climate change. *Nature* 462:1052-5

McLane S, Aitken S (2012) Whitebark pine (Pinus albicaulis) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecological Applications* 22:142-153

Oney B, Reineking B, O'Neill G, Kreyling J (2013) Intraspecific variation buffers projected climate change impacts on Pinus contorta. *Ecology and evolution* 3:437-49

O'Neill GA, Hamann A, Wang T (2008) Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species growth and distribution. *Journal of Applied Ecology* 45:1040-1049

Pedlar JH, McKenney DW, Aubin I, Beardmore T, Beaulieu J, Iverson L, O'Neill GA, Winder RS, Ste-Marie C (2012) Placing Forestry in the Assisted Migration Debate. *BioScience* 62:835-842

Roussel G (2007) Une bréve histoire de la recherche forestiére en Aquitaine. 3

Savolainen O, Pyhäjärvi T, Knürr T (2007) Gene Flow and Local Adaptation in Trees. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38:595-619

Sork VL, Aitken SN, Dyer RJ, Eckert AJ, Legendre P, Neale DB (2013) Putting the landscape into the genomics of trees: approaches for understanding local adaptation and population responses to changing climate. *Tree Genetics & Genomes* 9:901-911

Wang T, O'Neill GA, Aitken SN (2010) Integrating environmental and genetic effects to predict responses of tree populations to climate. *Ecological Applications* 20:153-163

Williams JW, Jackson S, Kutzbach J (2007) Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:5738-42

Williams SE, Shoo LP, Isaac JL, Hoffmann AA, Langham G (2008) Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *Plos Biology* 6:2621-6

Winder R, Nelson EA, Beardmore T (2011) Ecological implications for assisted migration in Canadian forests. *The forestry chronicle* 78:731-744

S. Martinez*, M. Estevez, G. Anguita

Forest Stewardship Council (FSC) España, C/Alcalá 20, 2ª Planta, Oficina 202, 28014, Madrid, España
** Correo electrónico: s.martinez@es.fsc.org*

42 La certificación forestal FSC como instrumento para la adaptación de los bosques al cambio climático

Resultados clave

- La certificación forestal FSC de la gestión y de los productos forestales derivados, implementa medidas para poner en práctica una gestión adaptativa para hacer frente a los cambios del cambio climático, garantizando la persistencia y estabilidad de los ecosistemas.

- La gestión forestal FSC es una gestión forestal adaptativa, que asegura el cambio en las prácticas y objetivos de gestión según varíen las condiciones del medio.

- Esta adaptación se consigue mediante un seguimiento continuo de la gestión y de las condiciones del medio, tomando las medidas de gestión más adecuadas en cada situación.

- El consumo de productos certificados por FSC garantiza que proceden de unos bosques gestionados de manera responsable, es decir, su aprovechamiento se ha realizado aplicando las medidas oportunas para hacer frente a los efectos del cambio climático.

Contexto

Los efectos del cambio climático son una realidad y ya se pueden ver las consecuencias en nuestros bosques. Los escenarios climáticos futuros proyectan un endurecimiento de las condiciones climáticas en el mediterráneo y un aumento de los eventos climáticos extremos.

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) lo define como: *"cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables*".

En el Tercer Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático se puso de manifiesto la evidencia de las observaciones de los sistemas físicos y biológicos que mostraban que los cambios regionales en el clima, en concreto los aumentos de las temperaturas, estaban afectando a los diferentes sistemas y en distintas partes del planeta.

No hay que olvidar un concepto muy ligado a cambio climático y sin el que no se puede entender todo este proceso de cambio en el clima y su afección a los ecosistemas forestales, como es el cambio global, que lo definen varios autores como "C*ambios en el medio ambiente global, incluyendo alteraciones en el clima, productividad del suelo, océanos y recursos hídricos, química atmosférica y sistemas ecológicos, que pueden alterar la capacidad de la Tierra para sustentar la vida*" (GCRA 1990).

Los cambios climáticos más significativos son el aumento de las temperaturas globales, variación en el patrón de precipitaciones, aumento de la sequía, aumento de la variabilidad climática y de episodios extremos. Estos cambios climáticos, unidos a los derivados de la contaminación atmosférica, originan modificaciones significativas en los cambios del suelo y en el estado de los bosques, provocando un aumento de la deforestación, roturación de bosques, fragmentación del territorio, abandono de terrenos y alteraciones en las planificaciones de los aprovechamientos, entre otros. Estos cambios conllevan a una variación de las prácticas de gestión forestal que contrarrestan estos efectos.

Como consecuencia de los cambios en el clima y en las prácticas de gestión forestal se pueden producir

cambios biogeográficos de distribución de muchas especies, como por ejemplo la aparición de especies invasoras beneficiadas por las nuevas condiciones climáticas.

Los efectos esperables del cambio climático sobre los sistemas forestales son muy variables, desde cambios en la distribución de especies, extinciones y desaparición de determinado tipo de bosques, hasta cambios en la composición específica de los ecosistemas, afectando a la biodiversidad que albergan.

También es previsible que se produzcan variaciones en los regímenes de perturbaciones como variación en la intensidad y frecuencia de eventos climáticos extremos, aumento en la frecuencia, intensidad y tamaño de los incendios forestales, incremento de fenómenos erosivos y mayor degradación del suelo, aparición de plagas y enfermedades. Todo esto contribuirá a un debilitamiento de las masas, mayor mortalidad y problemas de regeneración.

Concretamente en la región mediterránea se prevén como consecuencia del aumento de las temperaturas y de la reducción de la pluviometría, una clara disminución de la productividad como consecuencia de una menor disponibilidad hídrica para las plantas. Este menor crecimiento lleva aparejado una disminución de la fijación de carbono por estos sistemas forestales.

Ante toda esta situación cambiante se plantea el problema de cómo la sociedad, en su nexo de unión con los ecosistemas forestales, va a asimilar estas modificaciones en su vida diaria. Las funciones y servicios ofrecidos por los bosques no serán los mismos que los que se ofrecen en la actualidad y habrá que adaptarse a estos cambios.

Es de vital importancia gestionar el cambio para minimizar los impactos negativos sobre las funciones y servicios que ofrecen nuestros bosques, para que la sociedad se adapte lo más rápidamente posible y aprenda a convivir con esta nueva situación.

La certificación FSC, basada en una gestión forestal sostenible, es decir, una gestión económicamente viable, socialmente beneficiosa y ambientalmente respetuosa, es una herramienta para realizar una gestión activa. Esta gestión debe de estar basada en un seguimiento continuo de las masas forestales, adaptando las prácticas de gestión en cada momento, según las necesidades de la masa forestal y de la sociedad.

El sistema de certificación FSC, exige que se tomen las medidas adecuadas ante situaciones que se produzcan en los bosques, por ejemplo, ante problemas erosivos se realizarán trabajos para reparar el daño y para minimizar la probabilidad de que vuelva a originarse. De esta manera, se actúa ante todo tipo de alteraciones que se puedan dar, reparando y tomando medidas preventivas y correctoras.

Los bosques certificados por FSC aportan una serie de beneficios económicos y sociales a toda la población y a las áreas rurales dónde se ubican. Los aprovechamientos y usos forestales, generan puestos de trabajo y una importantísima economía de mercado.

El consumo de productos maderables y no maderables, certificados por FSC son una garantía de que proceden de unos bosques gestionados de manera sostenible y que en su obtención se han tenido en cuenta las medidas oportunas para hacer frente a los efectos originados por el cambio climático.

Adaptación

La gestión forestal certificada FSC, basada en los principios de sostenibilidad forestal es ya una gestión forestal adaptativa, que asegura el cambio en las prácticas y objetivos de gestión según varíen las condiciones del medio. Veamos unas definiciones de gestión Forestal Sostenible y de Gestión Adaptativa.

Gestión Forestal Sostenible, *"Administración y uso de los bosques y tierras forestales de forma e intensidad tales que mantengan su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes a escala local, nacional y global, y que no causen daño a otros ecosistemas"* (CME 1993).

Gestión Adaptativa como *"Enfoque de gestión dinámico de la gestión en la que los efectos de tratamientos y decisiones son continuamente monitoreados y se utilizan, junto a los resultados de la investigación, para modificar la gestión de forma continua y así asegurar que los objetivos se están cumpliendo"* (Helms 1998).

Desde que se crearon los primeros Principios y Criterios de FSC en 1994, se han venido realizando cambios y actualizaciones periódicas, pero hasta unos años no se había planteado una revisión global. A partir de 2008 se inició un proceso de análisis profundo de los Principios y Criterios originales, cuyo trabajo ha dado como fruto los nuevos Principios y Criterios del FSC, que incorporan con mayor detalle temas como la fijación de carbono, la restauración, la preservación de bosques naturales, la conservación de la biodiversidad y prácticas de regeneración, entre otras.

Esta revisión profunda supone un ejercicio de adaptación a una realidad forestal, medioambiental y socioeconómica cambiante, la cual se debe de gestionar con unas pautas diferentes y adecuadas a la nueva realidad.

A modo de exposición se detallan algunos de los nuevos Principios que engloban prácticas de gestión forestal adaptativa, que entre otros objetivos está el de hacer frente a los efectos del cambio climático.

Principio 6: Valores e Impactos Ambientales

La Organización deberá mantener, conservar y/o restaurar los servicios del ecosistema y los valores ambientales de la Unidad de Manejo y deberá evitar, reparar o mitigar los impactos ambientales negativos.

Principio 7: Planificación de la gestión

La Organización deberá contar con un plan de gestión acorde con sus políticas y objetivos y proporcional a la escala, intensidad y riesgo de sus actividades de gestión. Este plan de gestión deberá implementarse y mantenerse actualizado basándose en la información del seguimiento, con el objetivo de promover una gestión adaptativa. La planificación asociada y la documentación sobre los procedimientos deberán ser suficientes para orientar al personal, informar a los actores afectados e interesados y justificar las decisiones de gestión.

Principio 8: Seguimiento y evaluación

La Organización deberá demostrar que el progreso hacia el cumplimiento de los objetivos de gestión, los impactos de las actividades de gestión y las condiciones de la Unidad de Gestión se monitorean y evalúan, de manera proporcional a la escala, intensidad y riesgo de las actividades de gestión, con el fin de implementar una gestión adaptativa.

Principio 9: Altos Valores de Conservación

La Organización deberá mantener y/o mejorar los Altos Valores de Conservación en la Unidad de Manejo, a través de la aplicación de un enfoque precautorio.

Principio 10: Implementación de las Actividades de Gestión

Las actividades de gestión realizadas por o para La Organización en la Unidad de Gestión se deberán seleccionar e implementar en concordancia con las políticas y objetivos económicos, ambientales y sociales de La Organización y conforme a los Principios y Criterios en su conjunto.

Los principios de la certificación FSC mejoran la capacidad de adaptación de los bosques, incrementando su resistencia y favoreciendo una transición progresiva a un nuevo horizonte, en el que se definan unos nuevos objetivos y fines.

Muchas de las medidas para hacer frente al cambio como conservar los bosques remanentes, fomentar los bosques maduros, favorecer las masas mixtas, incrementar la diversidad genética de las especies, facilitar la evolución del monte bajo y del matorral, asegurar la conectividad entre formaciones vegetales, potenciar la multifuncionalidad del monte, etc…, ya se encuentran recogidas en los Principios y Criterios del FSC.

Las dos estrategias principales de respuesta al cambio global, la mitigación y la adaptación (IPCC 2007), ya están incorporadas en las prácticas de gestión FSC.

En el estándar nacional de FSC se encuentran integradas las prácticas de gestión forestal destinadas a la mitigación del cambio climático, tal y como se recoge en los indicadores de los criterios 6.3, 6.4,6.5, 6.9, 6.10,7.1, 7.2, 8.1, 8.2, 8.4, 9.1, 9.2, 9.3, 9.4,10.1, 10.2, 10.3,10.4 y10.5. Entre estas prácticas destacan:

- Prácticas destinadas a incrementar la superficie forestal: forestaciones y reforestaciones, densificación de masas abiertas, establecimiento de sistemas agroforestales, etc.
- Prácticas destinadas a incrementar la vitalidad y estabilidad de los bosques, incrementando su capacidad de fijar carbono y, sobre todo, mantenerlo secuestrado.
- Conservación de bosques maduros. Estos bosques, aún con bajas tasas de secuestro de carbono, mantienen fijada una gran cantidad del mismo. A pesar de que los árboles grandes y viejos tienen tasas de fijación de carbono relativas más bajas que los individuos jóvenes, en términos absolutos fijan grandes cantidades de carbono (mayores que la de los individuos jóvenes).

Y en cuanto a las medidas de adaptación (recogidas en los indicadores 6.3, 6.5, 6.9, 7.1,7.2, 10.1, 10.2, 10.3 y 10.5, entre otros), tratan de minimizar los impactos negativos del cambio sobre los sistemas forestales y sus funciones, destacar:

- Fomento de la heterogeneidad espacial en especies y estructuras para incrementar la resistencia a incendios y plagas.
- Tratamientos de prevención de incendios, incluyendo el uso del fuego prescrito y gestión de áreas estratégicas para incrementar la resistencia de los espacios forestales a los incendios.
- Utilización, en plantaciones, de mezclas de genotipos de varias zonas y distribuciones heterogéneas de pies para facilitar la transición a futuras condiciones climáticas.

El seguimiento continuo de la gestión hace posible una redefinición óptima de objetivos de gestión, ya sea porque no son alcanzables o porque la situación forestal ha cambiado y las necesidades del sistema hacen que sea necesario cambiar a otros más adecuados.

Esta situación de cambio promueve sistemas forestales más diversos, en los que no se depende de un único aprovechamiento principal, sino que se fomenta la multifuncionalidad del monte, diversificando los productos forestales certificados FSC en los mercados y haciendo más sólido y estable el sistema forestal.

El consumo por parte de los usuarios de productos certificados FSC (madera, papel, corcho, resina, etc…) tiene unas claras ventajas:

- Garantía de que provienen de masas forestales gestionadas de manera sostenible.
- Se han obtenido aplicando técnicas de gestión adaptativa.
- Son productos naturales, renovables y que fijan carbono.
- Empleo de estos productos en sustitución de otros productos más contaminantes.
- Generan empleo y riqueza en la economía rural.
- Diversifican la economía rural y los mercados.
- Se han obtenido de unos montes con planificación forestal, en los que han intervenido todas las partes implicadas y se han tenido en cuenta los aspectos sociales de la gestión.
- La certificación de la gestión y de los productos ha sido evaluada por una tercera parte independiente y han contado con una fase de consulta pública en la que cualquier parte interesada puede tomar parte.
- La certificación FSC es una herramienta que garantiza la responsabilidad ambiental, social y económica en la gestión.

Figura 1.

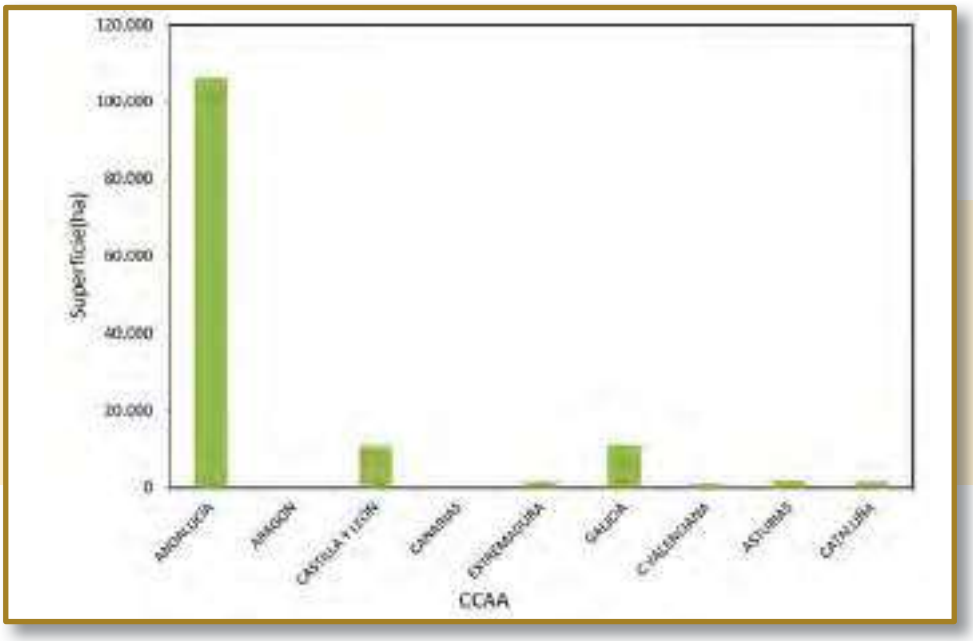


Figura 1. Superficie certificada FSC en España por Comunidad Autónoma.

Fuente: FSC España (2013)

- Valorización en el mercado del origen natural y sostenible de los productos forestales.
- El consumidor final valora estos aspectos en su compra y elije preferentemente los productos con un menor impacto en el ambiente y la sociedad.

Recomendaciones para su aplicación

Estas prácticas de gestión forestal sostenible, son aplicables a todos aquellos sistemas forestales españoles que de forma voluntaria deseen adherirse, contrayendo un claro compromiso con la sostenibilidad y responsabilidad ambiental.

El siguiente eslabón de la certificación forestal FSC es el de la certificación de la Cadena de Custodia, es decir, el proceso desde que el producto forestal sale del monte hasta que llega al consumidor final, garantizando su trazabilidad y su origen responsable en todo momento. Pueden certificarse en cadena de custodia todas las industrias de transformación, comercialización y distribución de productos forestales.

A nivel internacional FSC opera en más de 100 países, con 80.444 millones de hectáreas certificadas, correspondiente a 1.216 certificados de Gestión Forestal y con 26.533 Cadenas de Custodia certificadas.

Actualmente los productos certificados FSC más reconocidos por el usuario final son el papel y la

Figura 2.

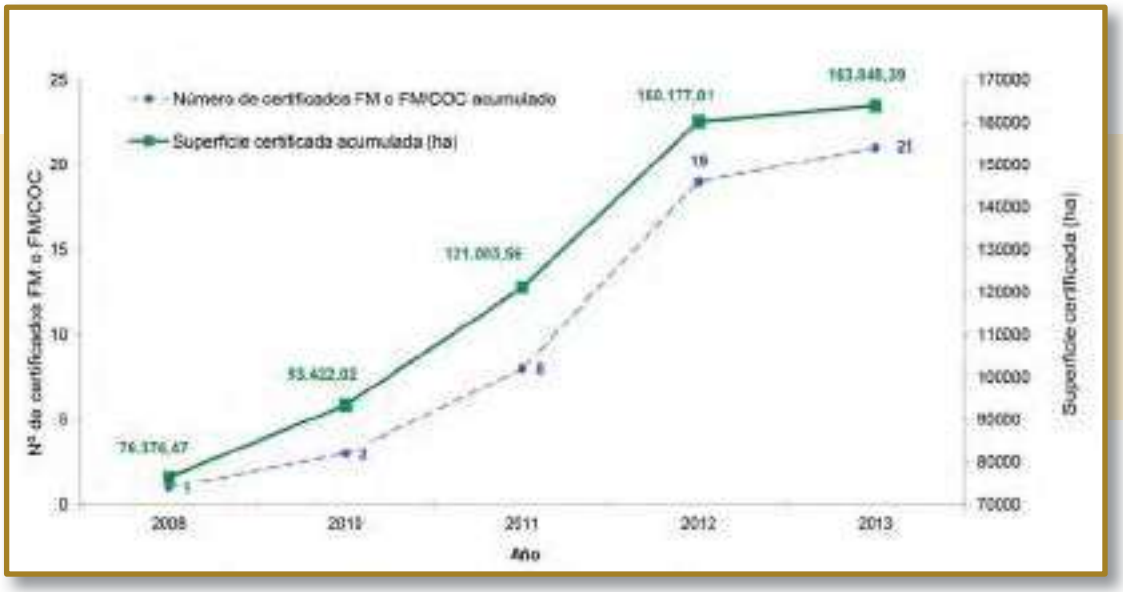


Figura 2. Evolución de la superficie y número de certificados de gestión forestal FSC en España.

Fuente: FSC España (2013)

Figura 3.

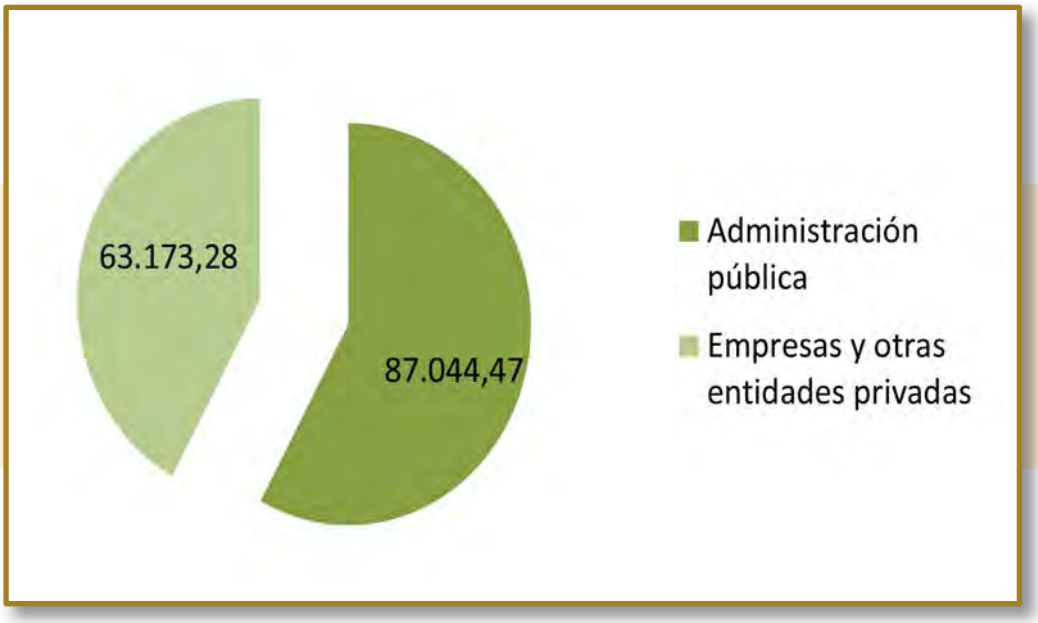


Figura 3. Superficie (ha) certificada FSC en España según titularidad.

Fuente: FSC España (2013)

madera, pero no hay que olvidar el resto de producciones forestales, como el corcho y la resina, entre otros.

La certificación forestal FSC es aplicable a todo tipo de masas forestales, públicas y privadas, desde bosques naturales a plantaciones y a todas las producciones forestales, incluyendo a la madera y derivados, el corcho, resinas, miel, aromáticas, caza, ganadería extensiva, etc…

Del mismo modo se puede certificar la trazabilidad de estos productos hasta que llegan al consumidor final, implicando a industrias de transformación y fabricación.

Actualmente en España hay más de 163.848 ha certificadas (correspondientes a 21 certificados), más del 60% pertenecientes a propiedad pública y más de 550 cadenas de custodias certificadas FSC, donde predominan las del sector de industrias gráficas e impresión y las de la industria de la madera.

En la figura 1 se muestra el estado actual de la superficie certificada en España y en las figuras 2 y 3 se puede apreciar cual ha sido su evolución en los últimos años y cuál es su distribución según la titularidad de los terrenos.

En la figura 4 se expone la situación en nuestro país de la certificación de las cadenas de Custodia.

Figura 4.

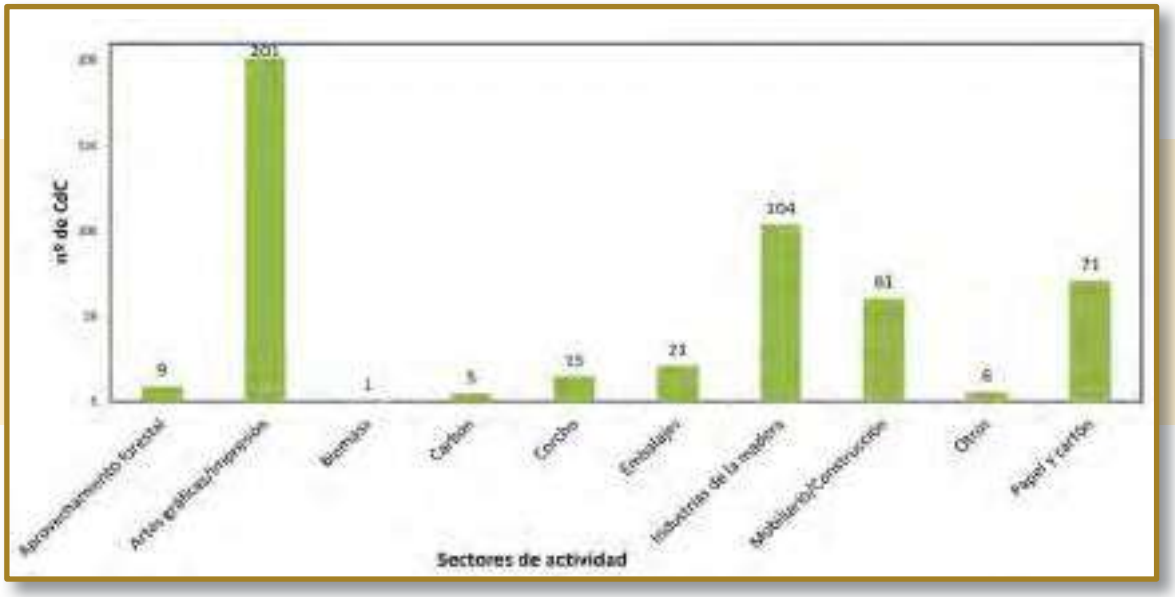


Figura 4. Cadenas de custodia certificadas por FSC en España.

Fuente: FSC España (2013)

Material suplementario

El Forest Stewardship Council A.C. (FSC) fue creado en 1993, en seguimiento al proceso iniciado en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro de 1992) con la misión de '*promover una gestión ambientalmente apropiada, socialmente beneficiosa y económicamente viable de los bosques de todo el mundo*'.

El FSC es una organización internacional que proporciona un sistema de acreditación y certificación voluntarias realizadas por una tercera parte. Este sistema permite a los titulares de certificados vender sus productos y servicios en el mercado como procedentes de una gestión forestal ambientalmente apropiada, socialmente beneficiosa y económicamente viable.

El FSC establece estándares para el desarrollo y aprobación de Estándares FSC de Gestión Forestal Responsable, que se basan en principios y criterios específicos. Además, desarrolla estándares para la acreditación de las entidades de evaluación de la conformidad (también conocidas como entidades de certificación), que certifican el cumplimiento de los estándares del FSC. Basándose en estos estándares, el FSC proporciona un sistema para la certificación de las organizaciones que deseen vender sus productos con el certificado FSC.

El FSC publicó por primera vez sus Principios y Criterios en noviembre de 1994, como un estándar basado en el desempeño, orientado a resultados y de aplicación mundial. Los Principios y Criterios se focalizan en el desempeño de la gestión forestal en el terreno.

Desde su adopción en 1994, el FSC nunca había analizado de forma sistemática los Principios y Criterios del FSC originales. Sin embargo, se hicieron algunos cambios en diferentes Asambleas Generales del FSC.

En 2008, el FSC inició un proceso para realizar un análisis limitado de los Principios y Criterios originales, enfocándose en las propuestas pertinentes de la Asamblea General de 2005 y en el proceso de Análisis de Plantaciones. De este proceso han surgido los Principios y Criterios Revisados (FSC 2012), que fueron aprobados en Febrero de 2012. No obstante, no serán empleados en el proceso de auditoría hasta que finalicen los Indicadores Genéricos Internacionales de FSC y se complete el proceso de adaptación a los Estándares Nacionales.

Principio 1: Cumplimiento de las Leyes.

Principio 2: Derechos de los Trabajadores y Condiciones de Empleo.

Principio 3: Derechos de los Pueblos Indígenas.

Principio 4: Relaciones con las Comunidades.

Principio 5: Beneficios del Bosque.

Principio 6: Valores e Impactos Ambientales.

Principio 7: Planificación del Manejo.

Principio 8: Monitoreo y Evaluación.

Principio 9: Altos Valores de Conservación.

Principio 10: Ejecución de las Actividades de Manejo.

Desde FSC España se está trabajado en el proceso de transferencia y revisión del estándar nacional a los nuevos Principios y Criterios del FSC Internacional.

Para realizar el proceso de transferencia se emplearán unos Indicadores Genéricos Internacionales (IGI`s), que servirán de guía y como base de requerimientos para la transferencia de los estándares nacionales a los nuevos Principios y Criterios en todo el mundo. Los IGI`s cubrirán todas las escalas de intensidad de gestión forestal, desde pequeñas a extensas operaciones, de baja intensidad de gestión y de gestión intensiva, a todo tipo de bosques, desde bosques naturales a plantaciones y a todas las regiones geográficas.

Desde FSC España se seguirá trabajando en el proceso de transferencia durante todo el año 2013 y con plazo de finalización previsto a finales de 2015.

Desde WWF también se ha realizado un detallando análisis de los actuales estándares nacionales para la certificación FSC (Estándares Españoles de Gestión Forestal para la Certificación FSC; FSC 2006) de cara a su adaptación al cambio climático (WWF 2012a, 2012b). Del estudio de WWF España *"La gestión forestal responsable como herramienta de adaptación al cambio climático. Recomendaciones para mejorar la capacidad de adaptación en los Estándares Españoles de Gestión Forestal para la Certificación FSC. Septiembre 2012"* se extraen dos claras actuaciones inmediatas a incorporar en la revisión de nuestro estándar, que se detallan a continuación.

Incluir programas de monitorización de impactos debidos al calentamiento global en los planes de gestión

En el actual contexto de cambio climático, la gestión forestal debe incluir de forma prioritaria programas de seguimiento y evaluación con el fin de detectar posibles perturbaciones y vulnerabilidades debidas al cambio climático, así como analizar la capacidad adaptativa inherente de los propios sistemas forestales. Los programas de seguimiento deben incluir indicadores que permitan medir de forma fiable, posibles cambios en la estructura y composición de los sistemas forestales incluidos en la Unidad de Gestión Forestal; modificaciones en la fenología o fisiología de las especies; procesos de decaimiento forestal; aparición temprana de plagas o enfermedades; invasiones biológicas, migraciones o extinciones; ocurrencia de procesos erosivos; o una merma en la disponibilidad de agua. En este sentido, la identificación de parcelas de muestreo permanentes es necesaria para la realización de dicho seguimiento. Los resultados obtenidos de la monitorización deben ser integrados en la gestión y planificación de los sistemas forestales.

Apostar por una gestión conjunta de la adaptación

La gestión conjunta de la adaptación implica fomentar la colaboración entre científicos, técnicos, gestores y población local para intercambiar información, comparar parámetros indicadores de los posibles efectos derivados de un aumento de la temperatura y mejorar así las prácticas de gestión forestal.

Estas recomendaciones, unidas al trabajo del grupo de estándares de revisión y transferencia de nuestro actual estándar darán lugar a un nuevo escenario más adaptado a la situación actual y más preparada para afrontar los cambios que se originen en los ecosistemas forestales.

Acrónimos

FSC: Forest Stewardship Council A.C.

WWF: World Wide Fund for Nature

CdC: Cadena de Custodia

PRO: Procedimiento

STD: Estándar

CMNUCC: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático

Referencias bibliográficas

CME (Conferencia Ministerial Europea) (1993). 2ª Conferencia Pan-Europea de Protección de los Bosques. Helsinki

FSC (2006) *Estándares españoles de gestión forestal para la certificación FSC*. FSC-STD-ESP-01-2006. España (V2-0) ES

FSC (2012) *Principios y Criterios Revisados* (FSC-STD-01-001 V5-0)

FSC España (2013) Desarrollo y Modificación de los Documentos Normativos FSC. FSC-PRO-01-001 (V3-0) ES

GCRA (Global Change Research Act) (1990). *The Global Change Research Act*. Título 15, Capítulo 56ª. Estados Unidos

IPCC (2007) Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC, Ginebra, Suiza.

Helms JA (1998) *The Dictionary of Forestry*. Society of American Foresters, Estados Unidos

WWF (2012a) *Modelos de dinámica forestal como fuente de información para la adaptación de los bosques al cambio climático. Informe de conclusiones del Taller WWF*. WWF y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid

WWF (2012b) *La gestión forestal responsable como herramienta de adaptación al cambio climático Recomendaciones para mejorar la capacidad de adaptación en los Estándares Españoles de Gestión Forestal para la Certificación FSC*. WWF. Madrid

E. Ojea

Basque Centre for Climate Change (BC3), Alameda Urquijo 4, Bilbao, tel.: 944 014 690
Bren School for Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara (UCSB), US
Correo electrónico: elena.ojea@bc3research.org

43 Costes de Adaptación al Cambio Climático en los Bosques y la Biodiversidad

Resultados clave

- La conservación de la biodiversidad y la gestión forestal son dos de las áreas para las que menor información en materia de costes de adaptación al cambio climático existe.
- Esta falta de información ha provocado su exclusión en informes internacionales y ha postergado su consideración.
- Urge incorporar los costes de adaptación a la toma de decisiones para la gestión y conservación de los bosques y la biodiversidad.
- La adaptación basada en los ecosistemas se propone como una estrategia complementaria coste-eficiente.

Contexto

Se espera que el Cambio Climático afecte a los procesos ecológicos de los bosques tales como la productividad, el secuestro de carbono o la regulación del agua (Dale et al. 2000). Estos impactos podrán ser positivos o negativos (Kirilenko & Sedjo 2007) dependiendo del tipo de bosque, latitud y escala temporal. Además, también se prevé una alteración en el periodo, intensidad, frecuencia y magnitud de eventos extremos debido al cambio climático (Dale et al. 2001, Linder et al. 2010), incluyendo incendios, sequías, invasiones de especies exóticas, pestes, tormentas, etc. (Dale et al. 2000).

En Europa, Linder et al. (2010) resume el conocimiento existente sobre los impactos observados y los impactos esperados en los bosques debido al aumento de concentración de gases de efecto invernadero. Obtienen que en el norte y en el oeste de Europa habrá impactos positivos, con un crecimiento de los bosques y de la producción maderera debido a temperaturas más cálidas y a una mayor concentración de dióxido de carbono, al menos en el corto-medio plazo. Sin embargo, se esperan efectos adversos debidos al incremento en la frecuencia de sequías y otros riesgos, que potencialmente pueden prevalecer sobre los efectos positivos mencionados. El riesgo de sequía aumentará hacia el Este, y las regiones mediterráneas sufrirán una disminución de su productividad debida a las sequías y a los incendios cada vez más frecuentes (Linder et al. 2010).

Estos impactos del cambio climático en bosques se traducen directamente en impactos socioeconómicos, que se manifiestan en forma de una redistribución geográfica de las actividades forestales, que afectarán a propietarios, industria, trabajadores, consumidores, gobiernos, al turismo, etc. (Kirilenko & Sedjo 2007). La capacidad de los bosques de proporcionar servicios a la sociedad se encuentra ya comprometida, y la presión adicional que supone el cambio climático en los años venideros pone de manifiesto la miperiosa necesidad de adaptación (Mooney et al. 2009).

¿Por qué son importantes los costes de adaptación?

Los costes de adaptación son importantes en la toma de decisiones en respuesta al cambio climático ya que permiten una asignación coste-eficiente de los recursos económicos. Es decir, un plan o política de adaptación puede presentar varias opciones efectivas ante los impactos del cambio climático, pero los costes son decisivos para evaluar la viabilidad de dichas opciones y escoger una estrategia óptima. A un nivel más general, conocer los costes de adaptación para en un determinado ámbito, como la conservación de la biodiversidad o la

gestión forestal, es importante para los responsables de la toma de decisiones a la hora de participar en acuerdos internacionales o para defender otras posibilidades de financiación de la adaptación.

El Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) define los costes de adaptación como "los costes asociados a planificar, preparar, facilitar e implementar medidas de adaptación, incluyendo los costes de transición" (IPCC 2007). Sin embargo, y a pesar de su relevancia, el conocimiento de los costes de adaptación, tal y como reconoce el IPCC, es limitado y fragmentado. La falta de información se vuelve más evidente cuando nos referimos a la adaptación en la biodiversidad y de los ecosistemas naturales, en cuyo caso los estudios disponibles son anecdóticos (Stern et al. 2006, UNFCCC, 2009). Este vacío se debe principalmente a la dificultad de la estimación de costes y beneficios en bosques y biodiversidad, donde la mayoría de los recursos y servicios ecosistémicos que se quieren salvaguardar carecen de un valor en el mercado (TEEB 2010, Markandya & Mishra 2010, Schalatek et al. 2012). Esto, unido a la incertidumbre acerca de la efectividad de las medidas de adaptación ha provocado que los flujos monetarios invertidos en estos sectores sean inferiores a otros tales como las infraestructuras, el agua, o la agricultura (Ojea et al. 2010).

Los países están cada vez financiando más proyectos y planes de adaptación en todo el mundo, a través de fondos multilaterales y la ayuda al desarrollo. El aumento de estos flujos financieros internacionales pone en manifiesto el carácter prioritario de estos programas. Según Schalatek et al. (2012) los países han contribuido con 2.730 millones de dólares a fondos de adaptación. Reino Unido, Estados Unidos, Alemania, la Unión Europea, Canadá y Japón representan más del 70% de esta suma. Se trata de adaptación en todos los sectores y no exclusivamente en ecosistemas o biodiversidad.

La mayoría de las estimaciones de costes de adaptación se han hecho a nivel global, siendo iniciativas de organismos internacionales, la mayoría de las veces centradas en países en desarrollo. Este es el caso de los informes del Banco Mundial (BM 2010), Oxfam (2007), o de la UNFCCC (2007). Estos estudios proporcionan una aproximación a los costes de la adaptación planificada en diferentes sectores como la agricultura y bosques, costas, el agua, infraestructuras o salud. Por ejemplo, la UNFCCC (2007) estima para 2030 unos costes anuales de entre 44.000 y 166.000 millones de dólares, mientras que el Banco Mundial estima los costes de adaptación entre 70.000 y 100.000 millones de dólares. Una reciente publicación de Jones et al. (2012) resume las estimaciones globales de costes en un rango que va desde los 49.000 a los 171.000 millones de dólares anuales. Sólo para Europa los costes anuales de adaptación en dichos sectores ascienden a 6.900 – 12.600 millones. El sector forestal está incluido en estas estimaciones pero no lo está la biodiversidad como tal, incluyendo la protección de especies y ecosistemas y los servicios ecosistémicos no productivos que se obtienen de ellos. En el siguiente apartado explicamos por qué la biodiversidad no aparece en estas estimaciones globales[1].

La biodiversidad y los bosques constituyen un sector complejo para el que se proyectan importantes impactos del cambio climático pero dónde las repercusiones sociales y económicas de dichos impactos son muy difíciles de cuantificar. Esto hace el análisis de costes de adaptación más complejo que para otros sectores como la agricultura o las costas, dónde es posible encontrar una metodología establecida y estimaciones detalladas de impactos socioeconómicos (Markandya & Mishra 2010). Por ejemplo, Galarraga et al. (2011) realizan un análisis económico de la adaptación ante la subida del nivel del mar en la costa del País Vasco, y para el aumento de inundaciones fluviales en Amurrio (Álava). Otro estudio de Foudi et al. (2013) estudia las

[1] Las estimaciones existentes de costes de adaptación se consideran aproximaciones informativas sobre el orden de magnitud, dada la dificultad de estimar detalladamente dichas cantidades.

Figura 1.

Figura 1. Estimaciones de costes de adaptación en ecosistemas naturales.

Fuente: Elaboración propia a partir de los estudios citados.

inundaciones del río Ebro en Zaragoza y su impacto económico y medidas de adaptación. Sin embargo, no se han encontrado estudios similares en España para bosques y biodiversidad, lo que pone de manifiesto la necesidad de abordar este tema.

Estimación de costes de adaptación está limitada por la incertidumbre en los impactos del cambio climático en la biodiversidad y ecosistemas naturales, así como por la falta de información y evidencia empírica de la efectividad de determinadas medidas adaptativas. Este es el caso, por ejemplo, del fomento de especies más tolerantes al cambio de temperatura, o de la implementación de medidas para lograr un ecosistema potencialmente más resiliente (entendida la resiliencia como la capacidad de un sistema de recuperar su estructura y función después de un impacto). A pesar de esta incertidumbre, ha habido aproximaciones a los costes de adaptación en ecosistemas naturales y bosques. La figura 1 resume estos estudios mostrando los rangos de costes estimados a nivel global, indicando la metodología empleada. La metodología en la mayoría de los casos trata de supuestos de conservación para los que se calculan las inversiones necesarias. Es el caso de James et al. (2001), o Blamford et al. (2002) o Berry et al. (2009).

Cuadro 1. Adaptación basada en los ecosistemas

Cuadro 1. Adaptación basada en los ecosistemas
Cada vez existe más evidencia científica y reconocimiento político de que los ecosistemas tienen una elevada responsabilidad en proporcionar resiliencia frente al cambio climático y en servir a la sociedad como ayuda a la adaptación a través del flujo constante de servicios (UNFCCC 2011). El mantenimiento e incremento de **la resiliencia de los ecosistemas está directamente relacionada con la reducción de riesgos y vulnerabilidades asociados con el cambio climático** (IUCN 2010).

La ***adaptación basada en los ecosistemas*** supone un nuevo campo de investigación que todavía no ha sido explotado, particularmente en la práctica de políticas y gestión de medidas adaptativas, a pesar de su elevado potencial y co-beneficios (Munang et al. 2013). Se espera que este tipo de iniciativas complemente e incluso en algunos casos sustituya las acciones tradicionales relacionadas por ejemplo con la construcción de infraestructuras para la deslocalización de la producción maderera, cortafuegos, pistas forestales etc., que fragmenten y perjudiquen al flujo directo de servicios ambientales entre fuente (bosque) y sumidero (sociedad). Se trata de iniciativas no restringidas a la conservación de ecosistemas singulares, sino más bien a **lograr un nivel sostenible que permita a las generaciones futuras disfrutar de los bienes y servicios de los que dependen** (Burgiel & Muir 2010), y así reducir la vulnerabilidad.

La Convenio de Diversidad Biológica (CBD) define la adaptación basada en ecosistemas como el uso de la "… ***biodiversidad y servicios ecosistémicos en una estrategia general de adaptación. Incluye la gestión sostenible, la conservación y la restauración de ecosistemas para proporcionar servicios que ayuden a las personas a adaptarse a las consecuencias adversas del cambio climático.*** **" *CBD Grupo Técnico de Expertos Ad Hoc (AHTEG) 2008-2009.***

Jones et al. (2012) publicaron recientemente en la revista *Nature* una comparación de opciones de adaptación basada en los ecosistemas con opciones de adaptación clásica. Como resultado de la comparación de costes y beneficios para estas medidas obtienen que la adaptación basada en los ecosistemas, además de obtener beneficios más duraderos en el tiempo, lo hace de manera **coste eficiente** dando lugar a **inversiones más favorables que las de las medidas clásicas**.

La ***adaptación basada en los ecosistemas*** es un concepto relativamente nuevo pero que ya está siendo aplicado y promocionado por multitud de organismos internacionales y gobiernos, como parte de la acción adaptativa a nivel local, regional y global (Burgiel & Muir 2010, UNEP 2012, TNC 2011, Travers et al. 2012, Jones et al. 2012, Munang et al. 2013).

Ejemplos de medidas de adaptación basadas en ecosistemas para bosques incluyen:

- Desbroces naturales con uso de ganado y cortafuegos naturales
- Usos tradicionales del bosque con baja intensidad
- Masas mixtas forestales
- Gestión comunitaria de los bosques

Para una revisión de medidas de adaptación basada en ecosistemas se puede consultar UNFCCC (2012)

En el caso de los sistemas forestales existen trabajos más detallados y basados en modelos climáticos y predicciones que permiten una aproximación a mayor escala. Un ejemplo es Sedjo (2010), que realiza un trabajo combinando modelos climáticos con modelos de vegetación y producción maderera, donde estima los costes anuales de adaptación. Para un periodo de 30 años, el coste de adaptar estos bosques productivos en países en desarrollo es de $50 millones de dólares anuales. Al tratarse de un trabajo en detalle para el sector maderero en determinados países la estimación de los costes es muy inferior a las mostradas en la figura 1. A su vez, esta discrepancia pone de manifiesto las diferentes escalas y el grueso de las estimaciones realizadas a nivel global y basadas en objetivos de conservación.

La existencia de un mercado productivo como es la madera permite en el caso de los bosques un análisis más exhaustivo gracias a la experiencia en gestión y modelización de la producción forestal, así como la disponibilidad de datos económicos de costes y beneficios asociados con el sector forestal. En el caso de la biodiversidad, la complejidad de dicho concepto unido a la insuficiente información económica de bienes y servicios intangibles (como la regulación del agua, el paisaje, etc.) dificulta la estimación de costes de adaptación. Por esta razón, están surgiendo otras iniciativas tanto a nivel nacional como internacional encaminadas a promover opciones vque son adecuadas independientemente del efecto del cambio climático (buenas prácticas), opciones que no tienen un efecto contra- indicativo frente al cambio climático (*no regrets*), y por último opciones encaminadas a la conservación y mantenimiento de los ecosistemas en límites sostenibles como medida para adaptarse al cambio (*adaptación basada en los ecosistemas*; Castro-Acuña et al. 2011). Recientemente, esta nueva práctica conocida como Adaptación basada en Ecosistemas plantea la conservación y restauración de ecosistemas como una alternativa a las medidas más clásicas de adaptación tales como las intervenciones con infraestructuras y tecnologías artificiales. En contraste con esto, las nuevas medidas se basan en los beneficios de mantener los servicios ecosistémicos a niveles sostenibles, de forma que se incremente la resiliencia social y ecológica ante los impactos del cambio climático. Esto es positivo para hacer el ecosistema más flexible y permeable a cambios sin que por ello se alteren las funciones y servicios que el bosque proporciona. El Cuadro 1 presenta más información sobre cómo surge y en qué consiste la adaptación basada en ecosistemas, mostrando algunos ejemplos.

Costes de Adaptación

¿Cuáles son los principales retos metodológicos?

La presente revisión pone de manifiesto la situación de desventaja en la que se encuentra la adaptación de la biodiversidad y de ecosistemas dentro del ámbito de la economía de la adaptación. Es por ello necesario abordar esta problemática y desarrollar estudios que evalúen de forma precisa y adecuada los costes de adaptación de determinadas medidas orientadas a mantener la biodiversidad y los bosques ante las adversidades del cambio climático. En esta sección hacemos un repaso a los principales retos metodológicos que trabajos futuros deberían tener en cuenta a la hora de abordar la planificación de la adaptación[2], resaltando la definición de objetivos cuantificables de adaptación; la efectividad en las medidas de adaptación; y la valoración de costes y beneficios en biodiversidad y bosques[3].

- *Definición de objetivos de la adaptación:* Como comentamos en el apartado anterior el éxito de una política o programa que actúa sobre la biodiversidad y bosques es difícil de medir de una manera universal y comparable, puesto que no existe una medida universal como puede ser el carbono fijado en el caso de la mitigación. Una métrica de esas características no está disponible en la adaptación y por ello hay que analizar cada caso por separado. Es por ello que algunos estudios recomiendan fijar un nivel de adaptación objetivo, aun desconociendo el nivel de eficiencia de las medidas de adaptación (Ojea et al. 2012). Un ejemplo sería fijar un objetivo de superficie protegida, o un nivel poblacional para una especie. Esto contrasta con el enfoque coste-beneficio en donde el objetivo es el resultado de una optimización de costes y beneficios y que puede no ser aplicable si se desconocen los costes y beneficios. Este nivel de adaptación objetivo sería la reducción de impactos al nivel de un escenario base sin impactos del cambio climático, pero dónde sí se proyectan cambios debidos a otros factores tales como el aumento de población, o los cambios de usos de suelo (Figura 2).

- *Efectividad de las medidas de adaptación:* La efectividad se entiende en este contexto como el éxito de la medida de adaptación para lograr los objetivos fijados de reducción de impacto. La efectividad varía según la escala temporal y geográfica con la que se trabaje y puede provocar efectos no deseados en otros lugares o a largo plazo. La gestión adaptativa se plantea como la opción más adecuada pero es necesario recabar experiencias y hacer seguimiento de las medidas que se implementan para entender la efectividad de la adaptación para la biodiversidad y ecosistemas forestales. Entendemos gestión adaptativa como una gestión dinámica en la que los resultados de su implementación son constantemente incorporados al diseño continuo de las siguientes medidas (monitoreo constante, evaluación constante, etc.). Volviendo a la Figura 2, dado que la efectividad de las medidas de adaptación no es total, los impactos serán reducidos hasta un nivel intermedio, quedando como impacto residual la diferencia entre el escenario base proyectado y el nivel de adaptación conseguido.

- *Valoración económica de costes y beneficios:* aunque imperfecta, la información existente hoy en día sobre la valoración económica de servicios ecosistémicos es más abundante y está más accesible que nunca gracias al trabajo científico y a iniciativas como TEEB

[2] Adaptado de Ojea et al. 2010

[3] Para una discusión más general sobre los retos de la economía de la adaptación el lector puede acudir a Markandya et al. (2014), Galarraga et al. (2011) o a Castro-Acuña et al. (2011).

Figura 2.

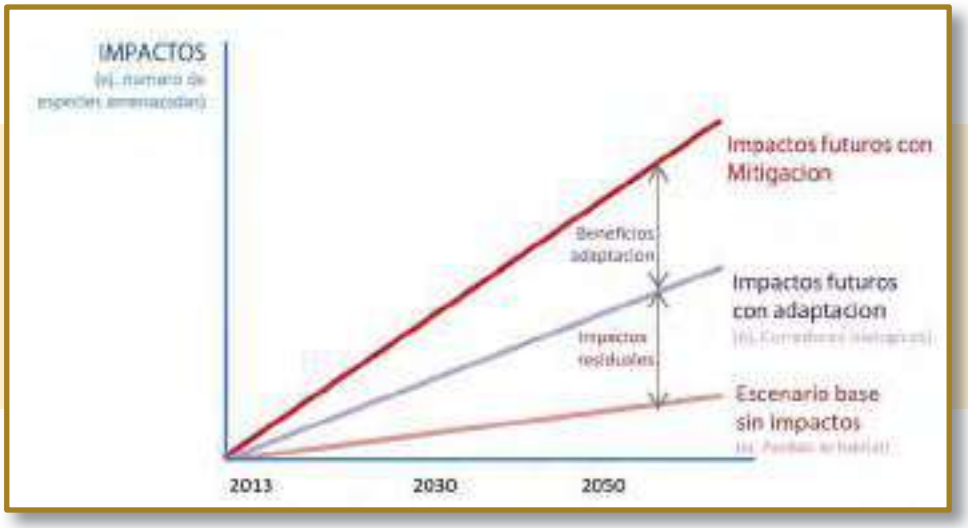


Figura 2. Nivel de adaptación e impactos residuales.

Fuente: Anil Markandya (http://dce-conference.au.dk/fileadmin/dce-conference.au.dk/Presentation/Markandya.pdf).

(*The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity),* que proporcionan bases de datos donde consultar los valores de diferentes servicios ecosistémicos en numerosos hábitats a lo largo de todo el mundo (TEEB 2010). Existe todavía, sin embargo, la necesidad de combinar dicho conocimiento con la gestión adaptativa y avanzar hacia una adaptación eficiente para mantener la biodiversidad frente a los impactos del cambio climático. Es por ello que es necesario considerar tanto los costes y beneficios de mercado como los que quedan fuera del mercado tales como los valores de no uso.

- *Consideración de la equidad*: en adaptación uno de los principales problemas a los que nos enfrentamos es la distribución desigual de los impactos, dónde aquellas poblaciones más pobres son también las más vulnerables y donde se espera que los impactos sean mayores. Es por ello que la adaptación debe seguir no solo criterios de eficiencia económica sino también de equidad y justicia social, tal y como se ha puesto de manifiesto para los pagos por servicios ecosistemicos (Corbera & Pascual 2012). En el caso de la biodiversidad y ecosistemas reresulta de especial importancia régimen de propiedad de los recursos, la custodia, y la justicia social. Al mismo tiempo, también hay que considerar a las generaciones futuras, ya que serán las que sufran los mayores impactos y para ello uno de los factores a considerar es la tasa de descuento (Galarraga et al. 2011).

Una propuesta metodológica

Este apartado presenta una propuesta metodológica para medir los costes de adaptación en bosques y ecosistemas basada Ojea et al. (2010). El estudio propone abordar los costes de adaptación fijando un nivel objetivo de adaptación y analizando las medidas más adecuadas al menor coste. Está pensada específicamente para adaptación en biodiversidad y ecosistemas, ya que para otros sectores la incertidumbre en los impactos y la efectividad de las medidas es

Figura 3.

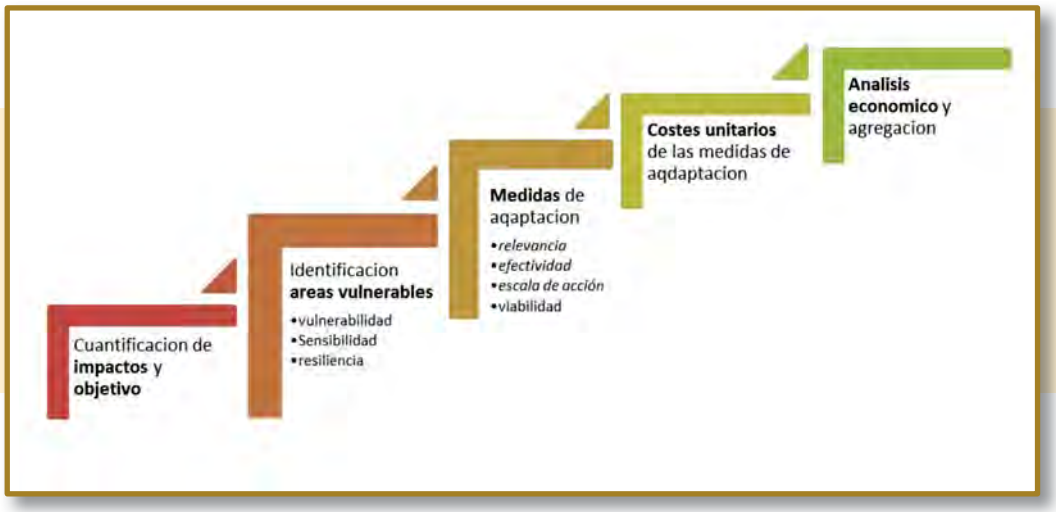


Figura 3. Pasos para estimar los costes de adaptación en ecosistemas siguiendo un enfoque de objetivos.

Fuente: Elaboración propia.

menor, pero es potencialmente replicable en diferentes escales geográficas. La estimación de costes se basa en objetivos fijados de adaptación, para los cuales se sigue un proceso de selección de opciones basadas en criterios de vulnerabilidad, eficiencia y aplicabilidad. La Figura 3 esquematiza este proceso mientras que el Cuadro 2 presenta un ejemplo donde se aplica esta metodología al caso de la adaptación de los bosques en la India.

A continuación se presentan las fases metodológicas propuestas:

1. *Cuantificación de impactos.* Esta fase trata la identificación de los impactos físicos que afectan a los ecosistemas o componentes de la biodiversidad donde se quiere actuar. Esta identificación debe estar basada en la evidencia científica existente y de manera que podamos cuantificar dichos daños (por ejemplo a través de escenarios futuros de cambios en la vegetación, distribución de fauna, etc.). La adaptación suele planificarse para una escala temporal de medio plazo (normalmente 2030-2050), ya que los impactos posteriores tienen un mayor grado de incertidumbre. Debe considerarse la distribución espacial de los impactos en la medida de lo posible, así como los rangos de incertidumbre.

2. *Identificación de áreas vulnerables.* Como consecuencia de la distribución de los impactos esperados y de la sensibilidad de diferentes regiones y poblaciones, habrá zonas más vulnerables que otras y éstas se deben priorizar a la hora de planificar la adaptación. Es aquí donde se deben aplicar los criterios de equidad y justicia identificando a los sectores más afectados de la población de manera que sean prioritarios.

3. *Opciones de adaptación.* En esta fase se estudian las medidas de adaptación potenciales teniendo en cuenta la magnitud de los impactos y las vulnerabilidades. El IPCC recomienda considerar para la adaptación los siguientes factores: la disponibilidad de las herramientas, los costes y beneficios, la efectividad, la eficiencia y la viabilidad. Basados en estas recomendaciones, sugerimos cuatro criterios principales para la selección de medidas: *relevancia* de la opción frente al impacto que se quiere minimizar; *efectividad* de la medida (capacidad de la medida para lograr sus objetivos –Adger et al. 2005); *escala de acción adecuada*, que sería la magnitud de adaptación necesaria para lograr los objetivos de reducción de impactos; y la *viabilidad* de las medidas dadas las características de la región en la que se quiere actuar.

4. *Costes de las medidas de adaptación.* Para cada una de las medidas escogidas se debe recabar información sobre los costes esperados por unidad de medida y por año (ej. costes por hectárea). Los costes unitarios deben considerar

Cuadro 2. Ejemplo: estimando los costes de adaptación en bosques de la India

Para la estimación de los costes de adaptación a nivel nacional en el caso de la India la *identificación de impactos* (1) se basa en un estudio de Ravindranath et al. (2006) en el que se proyectan para 2085 los cambios en la vegetación de especies forestales. En este caso el horizonte temporal es a más largo plazo que muchos estudios pero se estimó oportuno emplear dicho estudio dado el detalle y la calidad del trabajo científico. Los impactos están cuantificados como el número de hectáreas de bosques que cambian de tipo de vegetación de acuerdo a las proyecciones (6,2 millones de hectáreas). El área para la que los bosques cambian de composición es considerada el *área vulnerable* (2). Mientras que el nivel de impactos esperados es a largo plazo, la adaptación se debe realizar desde el presente (Leemans et al. 2004).

La *selección de las medidas de adaptación* (3) se realiza partiendo de una revisión de la literatura para bosques, siguiendo el meta-análisis de Heller & Zavaleta (2009). Estas medidas potenciales fueron revisadas con los criterios explicados en la metodología, de acuerdo a las características de los bosques en la India y contrastada con consultas a expertos forestales. Se tuvo en cuenta principalmente la productividad y la biodiversidad de los distintos tipos de bosques y transiciones a la hora de elegir las medidas de adaptación. Los *costes unitarios de las medidas de adaptación* (4) se recogen de programas forestales existentes en la India, para los cuales los costes de implementación y mantenimiento están especificados en los planes forestales nacionales. Los costes de adaptación fueron calculados con una tasa de descuento del 5% de acuerdo a dos escenarios. Un primer escenario de mínimos, y un segundo escenario con todas las acciones de adaptación deseables, basado en una consulta a expertos. Como resultado los costes totales de adaptación resultaron entre 1150 y 2560 millones de dólares para estos impactos a largo plazo.

Más sobre este caso de estudio disponible en Ojea et al. (2010).

los costes de adquisición (costes de adquirir derechos de propiedad, por ejemplo), costes de gestión (los asociados a los programas que se van a desarrollar), externalidades (como impactos económicos negativos en otros sectores), costes de oportunidad y costes de transacción (Naidoo & Ricketts 2006). Esta información puede obtenerse de partidas existentes de planes y programas de conservación, de la literatura científica existente, etc.

5. *Análisis económico.* Los objetivos biofísicos de reducción de impacto o adaptación deben abordarse con la combinación adecuada de las medidas potenciales de adaptación que pasen los criterios mencionados. Sin embargo, las reglas económicas de decisión son necesarias y se deben tener en cuenta criterios de eficiencia económica a la hora de elegir el paquete de medidas adecuado. El nivel óptimo de adaptación será aquel que maximice los beneficios de adaptarse al menor coste. La toma de decisiones puede basarse en este punto en un análisis coste-beneficio. Sin embargo, ante la dificultad de cuantificar los beneficios de la adaptación en este contexto, una opción más factible es el análisis coste-eficiencia, midiendo los beneficios de la adaptación en términos biofísicos y no económicos. Los costes de adaptación finales se pueden estimar mediante la agregación de los costes unitarios de las medidas de adaptación que son escogidas en el proceso.

Recomendaciones

En esta contribución se ha realizado una revisión sobre los costes económicos de la adaptación, específicamente para adaptación en bosques y biodiversidad. Los estudios globales de costes de adaptación incluyen estimaciones sobre los costes en bosques productivos, pero hasta la fecha han obviado los costes necesarios para mantener y conservar la biodiversidad y ecosistemas debido principalmente a dificultades metodológicas. Los estudios que hasta la fecha estiman costes de adaptación en ecosistemas naturales son aproximaciones basadas en asunciones, donde los impactos esperados no son adecuadamente considerados, y donde se asume un nivel de adaptación justificado sólo por las intenciones de algunas agencias internacionales, tales como la conservación del 10% de los ecosistemas terrestres.
A pesar de estas dificultades, existe un potencial para la investigación y la acción en el campo de la adaptación que puede y debe superar los problemas del pasado. Aquí proponemos una metodología general en la que los costes de adaptación se basan en los costes de lograr de la manera más coste efectiva posible un objetivo de reducción de impacto en el medio biofísico. De forma general, quedan abiertas algunas líneas a tener en cuenta en futuros trabajos que resumimos en forma de recomendaciones:

- A pesar de las dificultades metodológicas, los costes de adaptación son importantes y se deben **incorporar a la toma de decisiones**
- Los cálculos de costes de adaptación deben partir de una **base científica sólida sobre los impactos** del cambio climático, dónde es necesaria una aproximación multidisciplinar que combine modelos biofísicos con interacciones socioeconómicas.
- La adaptación en bosques y biodiversidad debe considerar **los beneficios de los servicios ecosistémicos**, tanto de mercado como fuera de mercado, a la hora de tomar decisiones sobre medidas.
- La **adaptación basada en los ecosistemas** está en auge como estrategia complementaria a la adaptación clásica y se ha demostrado que puede ser coste-eficiente.
- El análisis económico de la adaptación debe tener en cuenta las vulnerabilidades de forma que los **recursos sean asignados de forma equitativa**.

Es necesario realizar **nuevas estimaciones de costes de adaptación** en el sector forestal tanto desde la investigación como desde la gestión y planificación de la adaptación en las instituciones públicas.

Agradecimientos:

La autora agradece a Bizkaia Xede por la financiación a través de las ayudas de Movilidad 2012. También agradece al profesor Anil Markandya por sus comentarios sobre el manuscrito, al profesor Miguel Ángel Zavala por su apoyo a la hora de elaborar la contribución, y a un revisor anónimo por sus sugerencias en versiones anteriores.

Acrónimos

IPCC: Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático

TEEB: The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity

UNFCCC: United Nations Framework Convention for Climate Change

CDB: Convenio de Diversidad Bioógica

Referencias bibliográficas

Adger WN, Brown K, Cervigni R and Mora D (1995) Total Economic value of forests in Mexico. *Ambio* 25: 286-296

Banco Mundial (BM) (2010) *Economics of adaptation to climate change - Synthesis report*. Washington D.C. Disponible en: http://documents.worldbank.org/curated/en/2010/01/16436675/economics-adaptation-climate-change-synthesis-report Último acceso 9 de agosto de 2014

Berry P (2009) Costing Adaptation for Natural Ecosystems. En: Parry M, Arnell N, Berry P, Dodman D, Fankhauser S, Hope C, Kovats S, Nicholls R, Satterthwaite D, Tiffin R, Wheeler T, editorses. *Assessing the Costs of Adaptation to Climate Change: A Review of the UNFCCC and Other Recent Estimates*. International Institute for Environment and Development and Grantham Institute for Climate Change, London

Blamford A, Bruner A, Cooper P, Costanza R, Farber S, Green, M, Jenkins P, Jefferiss V, Jessamy J, Madden K, Munro N, Myers S, Naeem J, Paavola M, Rayment S, Rosendo J, Roughgarden K, Trumper, Turner K (2002) Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297:950-953

Burgiel S, Muir A (2010) Invasive species, climate change and Ecosystem-based adaptation: addressing multiple drivers of global change. *Global Invasive Species Program*, 55

Castro-Acuña S, Gutiérrez A, Picatoste, JR (2011) *La adaptación al cambio climático en España.* ICE 862

Corbera E, Pascual U (2012) Ecosystem services: heed social goals. *Science* 335:655-6

Dale VH, Joyce LA, McNulty S, Neilson RP (2000) The interplay between climate change, forests, and disturbances, *Science of The Total Environment*, 262:201-204

Dale, VH, Joyce LA, Mcnulty S, Neilson RP, Ayres MP, Flannigan MD, Hanson PJ, Irland LC, Lugo AE, Peterson CJ, Simberloff D, Swanson FJ, Stocks BJ, and Wotton BM (2001) Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience* 51:723-734

Foudi S, Osés-Eraso N, Tamayo I (2013) *Spatial integrated flood-risk assessment and risk-sharing: the case of Zaragoza.* PRE-EMPT project

Galarraga I, Osés N, Markandya A, Chiabai A, Khatun K (2011) Aportaciones desde la economía de la adaptación a la toma de decisiones sobre Cambio Climático: un ejemplo para la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 11:113-142

Heller NE, Zavaleta ES (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142:14-32

IUCN (International Union for the Conservation of Nature) (2010) *Building resilience to climate change: ecosystem based adaptation and lessons from the field*. IUCN

James A, Gaston K J, Balmford A (2001) Can we Afford to Conserve Biodiversity? *BioScience* 51:43-52

Jones HP, David GH, Zavaleta ES (2012) Harnessing nature to help people adapt to climate change. *Nature Climate Change* 2:504-509

Kirilenko AP, Sedjo RA (2007) Climate change impacts on forestry. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104:19697-19702

Leemans R, Eickhout B (2004) Another reason for concern: regional and global impacts on ecosystems for different levels of climate change. *Global Environmental Change* 14:219 -228

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolström M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259:698-709

Markandya A, Mishra A (2010) *Costing Adaptation: Preparing for climate change in India.* The Energy and Resources Institute, TERI Press, New Delhi

Markandya A, Galarraga I, Sainz de Murieta E (2014) Routledge Handbook of the Economics of Climate Change Adaptation, Routledge,UK

Montes MF (2012) *Understanding Long-term Finance Needs of Developing Countries presentation to UNFCCC - South Centre*. Disponible en: http://unfccc.int/files/cooperation_support/financial_mechanism/long-term_finance/application/pdf/montes_9_july_2012.pdf Último acceso 9 de agosto de 2014

Mooney H, Larigauderie A, Cesario M, Elmquist T, Hoegh-Guldberg O, Lavorel S, Mace GM, Palmer M, Scholes M, Yahara T (2009) Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1:46-54

Munang R, Thiaw I, Alverson K, Mumba M, Liu J, Rivington M (2013) Climate change and Ecosystem-based Adaptation: a new pragmatic approach to buffering climate change impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:1-5

Naidoo R, Ricketts TH (2006) Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology* 4:e360

Ojea E, Ghosh RK, Agrawal B, Joshi PK, Markandya A (2012) Setting targets for costing ecosystem adaptation. *International Journal of Ecological Economics & Statistics* 24

Ojea E, Ghosh RK, Agrawal B, Joshi PK (2010) Costing Adaptation to Climate Change Impacts in Forest Ecosystems: A Case Study with Experiences from India. *International Journal of Climate Change Strategies and Management* 4

Oxfam (2007) *Adapting to climate change, what's needed in poor countries, and who should pay*. Oxfam Briefing Paper

Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE (2007) *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge

Ravindranath NH, Joshi NV, Sukumar R, Saxena A (2006) Impact of Climate Change on Forests in India. *Current Science* 90:354-361

Stern N, Peters S, Bakhshi V, Bowen A, Cameron C, Catovsky S, Crane D, Cruickshank S, Dietz S, Edmonon N, Garbett S L, Hamid L, Hoffman G, Ingram D, Hones B, Patmore N, Radcliffe H, Sathiyarajah R, Stock N, Taylor C, Vernon T, Wanjie H, Zenghelis D (2006) *Stern Review: The Economics of Climate Change*. HM Treasury, London

Schalatek L, Stiftung HB, Nakhooda S, Barnard S, Caravani A (2012) Climate Finance Thematic Briefing: Adaptation Finance. *Climate Finance Fundamentals* 3

Sedjo RA (2010) Adaptation of Forests to Climate Change: Some Estimates. *Resources for the Future paper* 10-06

TEEB (The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity) (2010) *Ecological and Economic Foundations*. London and Washington, Earthscan

TNC (The Nature Conservancy) (2011) *Ecosystem-based adaptation: bridging science and real-world decision making*. Second international workshop on biodiversity and climate change in China. Anne Wallace Thomas, Global Climate Change Adaptation Program

Travers A, Elrick C, Kay R, Vestegaard O (2012) Ecosystem-based adaptation guidance, moving principles to practice. *Working document*, April 2012

UNDP (United Nations Development Programme) (2010) *Adapting to climate change UNDP-GEF initiatives financed by the least developed countries fund, special climate change fund and strategic priority on adaptation*. New York

UNEP (United Nations Development Programme) (2012) *Building Resilience of Ecosystems for Adaptation.* Disponible en: http://www.unep.org/climatechange/adaptation/EcosystemBasedAdaptation/tabid/29583/Default.aspx Último acceso 9 de agosto de 2014

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2007) *Climate Change: Impacts, Vulnerabilities and Adaptation in Developing Countries*. Bonn, Germany

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2009) Potential costs and benefits of adaptation options: A review of existing literature. *Technical Paper* 7

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2011) *Ecosystem-based approaches to adaptation: compilation of information.* Durban

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2012) *Database on ecosystem-based approaches to adaptation.* Disponible en:http://unfccc.int/adaptation/nairobi_work_programme/knowledge_resources_and_publications/items/6227.php Último acceso 9 de agosto de 2014

S. Quiroga*, C. Suárez, Z. Fernández-Haddad

Departamento de Economía, Facultad de Ciencias Económicas, Empresariales y Turismo, Universidad de Alcalá
Plaza de la Victoria, 2, Alcalá de Henares, Madrid, 28802
Correo electrónico: sonia.quiroga@uah.es

44 Metodologías para la evaluación económica de los impactos del cambio climático y la adaptación en el sector agrícola y forestal

Resultados clave

- Se presenta una visión panorámica de algunos enfoques metodológicos que se pueden utilizar para avanzar en la caracterización de las relaciones entre el clima, agua y producción agraria y forestal.
- Se indican ejemplos donde se muestran los modelos que se han aplicado para explorar algunos aspectos importantes para la adaptación en los sectores agrícola y forestal en el Mediterráneo.
- Se realizan recomendaciones para su aplicación en las estrategias públicas y privadas de adaptación al cambio climático apropiadas al caso analizado que ayuden a mitigar los impactos con un menor coste económico, social y medioambiental.

Contexto

En Europa y en el mundo, el sector agro-forestal es el principal usuario de los recursos naturales y ambientales como la tierra y el agua, además de que aún define a la sociedad en muchas áreas del continente conservando la vitalidad rural, por lo tanto es uno de los sectores más vulnerables en la economía de la región (Ciscar et al. 2011, Schlickenrieder et al. 2011). A nivel mundial y europeo, el agua en la agricultura representa el 70% del agua disponible y la agro-silvicultura abarca el 78% del territorio de la Comunidad Europea, en donde el área agrícola utilizada representa aproximadamente 178 millones de hectáreas.

El impacto del cambio climático afectará de manera especial a los sectores agrícola y forestal puesto que tanto el esperado incremento de las temperaturas como el aumento de las presiones sobre los recursos hídricos generarán presiones elevadas sobre la producción agroforestal tanto como sobre el mantenimiento adecuado de los ecosistemas. También, es probable que la presión impuesta por el cambio climático, en la agricultura y el agua, aumente las disparidades regionales existentes en las áreas rurales de Europa y de otras partes del mundo (IPCC 2007, EEA 2008, Stern et al. 2006). Dentro de Europa, de acuerdo con diversos escenarios de clima y población, la región Mediterránea será una de las más afectadas por el cambio climático, donde el riesgo climático puede comprometer los recursos hídricos necesarios para mantener la producción de alimentos (Iglesias et al. 2012a).

Los impactos del cambio climático sobre el sector forestal se pueden resumir en seis tipos: (i) reducción de la disponibilidad hídrica; (ii) aumento de la virulencia de los incendios; (iii) aumento de la torrencialidad; (iv) daños asociados a la velocidad del viento; (v) expansión del área de actuación de plagas y enfermedades; y (vi) modificación de la fenología y fisiología con efecto sobre la productividad. (Moreno 2005, Gracia et al. 2005, PNACC 2011). En cuanto a los impactos sobre el sector agrario, se pueden resumir en: (i) cambios en la productividad de los cultivos, (ii) cambios en las zonas agroclimáticas, (iii) mayor estrés hídrico, (iv) cambios en la erosión y la salinidad del suelo, (v) mayor incidencia de pestes y plagas. (Iglesias et al. 2012, Mínguez et al. 2005, PNACC 2011).

Por todo esto, la preocupación por valorar tanto los impactos de este cambio como las posibles medidas de adaptación para hacerle frente se ha vuelto un aspecto crucial. Por supuesto otros muchos factores son importantes, pero cada vez más, y especialmente en un contexto de crisis económica mundial, el aspecto económico de los impactos y la valoración económica de la adaptación está cobrando mayor importancia. Las medidas a tomar tanto en el contexto de la mitigación –

con el fin de reducir la dimensión del cambio—como en el contexto de la adaptación—con el fin de adaptarse a los cambios y por tanto reducir sus impactos—son medidas costosas y se ha argumentado muchas veces su elevado coste económico como una barrera a la implementación. Por ello es muy importante de cara a una toma de decisión adecuada, que también sean evaluados los potenciales costes de los impactos así como los beneficios derivados de la implementación de diferentes medidas de adaptación posibles. Para ello sería importante evaluar tanto las medidas de política ambiental como aquellas más orientadas a impulsar la competitividad, teniendo en cuenta las relaciones de intercambio existentes entre ambas. Los análisis de la productividad y de la eficiencia en la producción son claves para entender el impacto económico en cuestiones tan relevantes como la deforestación, el agotamiento de los recursos naturales o la degradación ambiental además de las desigualdades regionales o el papel que juegan las políticas públicas (por ejemplo las políticas de adaptación) en el desarrollo regional. La evidencia sugiere que también la información sobre las condiciones climáticas y socio-económicas futuras es crucial en el desarrollo y mejora de políticas de adaptación y mitigación fundamentales a nivel europeo y local. Por lo tanto, es necesario realizar un análisis del impacto de las políticas tomando en cuenta variables socioeconómicas y biofísicas.

Los escenarios existentes sobre los impactos del cambio climático proyectan diferentes resultados, sin embargo son bastante consistentes en la distribución espacial de dichos efectos a nivel global y europeo (Iglesias et al. 2012b). El cambio climático tendrá un efecto beneficioso en la región Boreal (Finlandia y Suecia) pues tenderá a incrementar el rendimiento medio de los cultivos y a reducir la variabilidad en la productividad. Sin embargo, en las regiones Atlántica Central, Atlántica Sur, Mediterránea-Norte, Mediterránea-Sur los efectos serán menos beneficiosos y por lo tanto es necesario que las políticas de adaptación se centren en una mejor gestión basada en un incremento de la productividad media y una disminución de la variabilidad. Por último, las regiones Alpina y Continental muestran las mayores discrepancias respecto a las otras regiones, por ejemplo en la región Continental se proyecta un aumento en el rendimiento medio sin embargo es importante priorizar el riesgo a través de una reducción en la variabilidad de la productividad (González-Zeas et al. 2013).

Este capítulo presenta una visión panorámica de algunos enfoques metodológicos que se pueden utilizar para avanzar en la caracterización de las relaciones entre el clima, agua y producción tanto a corto como a largo plazo, tomando en cuenta variables de gestión y medidas de adaptación. Específicamente, nos vamos a centrar en algunos modelos que se han aplicado a contextos que tratan de explorar tres aspectos que nos parecen clave para la evaluación tanto de los impactos como de la adaptación en los sectores agrícola y forestal:

(i) ¿Cuáles son los efectos del clima, las políticas de adaptación y la tecnología en la producción y en el valor añadido?

(ii) ¿Cuáles son los efectos que se pueden esperar sobre la eficiencia económica de los usos productivos y cómo afectan a la distribución de las rentas del sector analizado? ¿Afecta esto a la capacidad de adaptación?

(iii) ¿Cuál es el valor de la información sobre el clima en las decisiones de gestión y cómo puede contribuir a una mejor adaptación?

En la siguiente sección sobre adaptación nos centraremos en los enfoques que se han dado y que se podrían dar para explorar estas cuestiones desde el punto de vista económico. Como hemos señalado, de acuerdo con diversos escenarios de clima y población, la región Mediterránea será una de las más afectadas, teniendo como consecuencia un aumento en los conflictos por el agua entre los diversos sectores productivos, así como cambios en la competitividad y distribución social de los rendimientos agrícolas. Por ello centraremos parte de las aplicaciones de los modelos presentados en la región mediterránea que ya plantea importantes conflictos socioeconómicos, por las posibles presiones hídricas en el futuro (cambio climático, política de gestión hídrica, etc).

Adaptación

Efecto del clima, las políticas y la tecnología en la producción y en el valor añadido

En esta sección nos vamos a centrar en la presentación de modelos de función de producción estimada que proporcionan la producción potencial que se puede alcanzar en función de los factores utilizados en el proceso y de variables adicionales que afectan a la eficiencia. Por un lado permiten analizar los cambios en la eficiencia como respuesta al riesgo climático (impactos) y por otra parte evaluar los efectos de la introducción de políticas de adaptación mediante la simulación de distintos cambios en las variables susceptibles de gestión. Es evidente que una parte importante de los efectos del cambio climático sobre los sectores agrícola y forestal están caracterizados por cambios en la productividad y este tipo de modelos pueden utilizarse para estimar qué productos (cultivos, madera, otros productos forestales, etc.) tienen más riesgo climático y cómo se ven afectados ante cambios en los distintos factores de producción, como por ejemplo cambios en las políticas de reducción de superficie de regadío, que puede ser considerado una política de adaptación en contextos de conflicto por presiones sobre los recursos hídricos, especialmente en el Mediterráneo. Se estiman funciones de producción estadística, vinculando los factores biofísicos y socioeconómicos mediante la introducción de variables ambientales, hidrológicas, tecnológicas, geográficas y económicas para caracterizar el rendimiento de los principales productos agro-forestales.

Estas funciones no son únicas sino que varían dependiendo de los productos y las zonas. Un ejemplo de la especificación general del modelo podría encontrarse en el trabajo de Quiroga et al. (2011a) donde se analiza el rendimiento o valor añadido de algún producto agro-forestal en una localización geográfica concreta en el año t. Este tipo de enfoques se ha utilizado también en otras áreas como el análisis geofísico (Egozcue et al. 2006, Sánchez-Arcilla et al. 2008). Una serie de variables explicativas incluyendo factores de producción--como el trabajo o la maquinaria, el agua utilizada o la superficie de tierra de regadío -- algunas variables de contorno--como la altitud o el área de localización dentro de la cuenca --y variables de riesgo climático--como precipitación, temperatura media, heladas o sequías --se incluyen para tratar de estimar

efectos de respuesta a los factores que caracterizan tanto el riesgo climático (entendido a través de variaciones en las variables mencionadas, por ejemplo, un incremento en los valores climáticos extremos como heladas o sequías) como posibles respuestas compensatorias desde el punto de vista de mejorar la productividad.

Los resultados de la estimación de este tipo de modelos proporcionan información sobre el mejor cultivo para minimizar el riesgo, así como de su impacto en el valor agregado agrícola. En la Figura 1 se puede ver un ejemplo de aplicación de este tipo de modelos de función de producción estimada para la evaluación de impactos simulando la producción de un cultivo leñoso como el viñedo para distintos escenarios de cambio climático para 2080 (Iglesias et al. 2010). Se pueden observar grandes diferencias regionales que pueden ayudar en gran medida a priorizar las necesidades de adaptación en términos geográficos y por tipo de cultivo. Se presenta el porcentaje de cambio en la productividad media como respuesta a los cambios en la temperatura media en tres regiones agroclimáticas muy distintas donde se puede observar que los impactos pueden ser positivos o no tener efecto en los casos de Burgos y La Rioja mientras que en regiones más estresadas por el cambio climático como Córdoba el impacto puede tener consecuencias importantes, situándose en torno al 60% de disminución de rendimiento. Los distintos puntos en el gráfico representan 16 escenarios de cambio climático para 2080 cuyo detalle puede consultarse en Iglesias et al. (2010) y que proporcionan combinaciones de escenarios socio-económicos con sendas de CO2 con distintos modelos climáticos ampliamente utilizados en la literatura, con el fin de proporcionar una medida de incertidumbre sobre la proyección de clima futuro. No se considera tan relevante el detalle de cada uno de los escenarios como la idea de proporcionar una medida de variación de los impactos.

Adicionalmente, estos modelos se pueden utilizar para probar alguna simulación de política de

Figura 1.

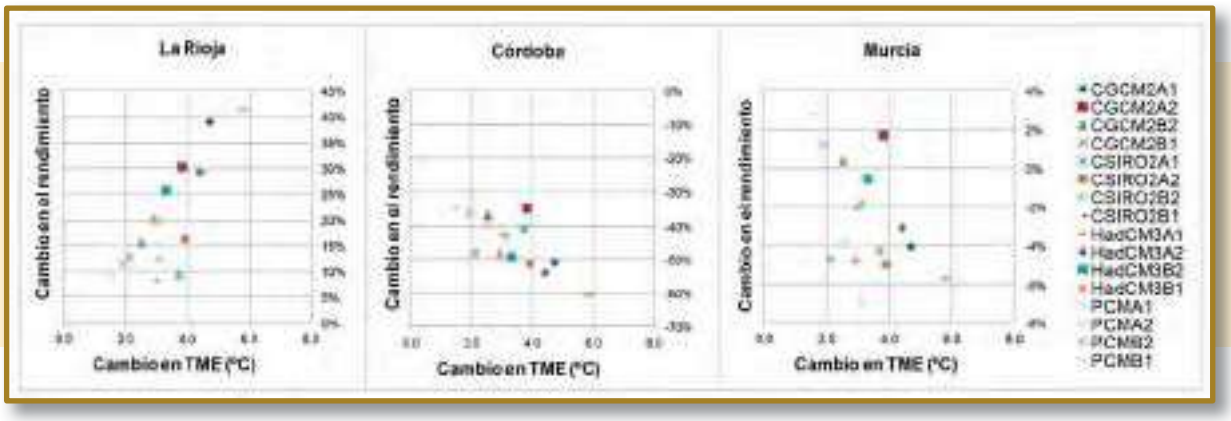


Figura 1. Diferencias regionales en % de cambio en la productividad media (PMe) como respuesta a los cambios en la Temperatura Media (TMe).

Fuente: Elaborado a partir de Iglesias et al. (2010).

adaptación, evaluando algunos escenarios basados en ajustes de algunos de los factores propuestos como por ejemplo, el área de regadío que puede ser una medida importante de política de adaptación para la conservación de ecosistemas en un contexto de creciente escasez del agua.

Sin embargo, de acuerdo a estos resultados, podría decirse que las políticas de reducción de área de regadío podrían ser una solución no dramática para la producción, lo cual deja fuera otros factores importantes como las consecuencias a largo plazo sobre la competitividad y la distribución social en la agricultura que afectan a la resiliencia y la capacidad de adaptación a largo plazo de las poblaciones humanas afectadas. Por ello, en la siguiente subsección nos ocuparemos de este tipo de modelos.

Efecto marginal de los impactos sobre la eficiencia económica y la equidad social

Con una visión de más largo plazo se pueden también plantear modelos para la evaluación del efecto de cambios en instrumentos de política como los mencionados anteriormente, sobre la eficiencia y la distribución social de los rendimientos de los productos agro-forestales. Este análisis consta de dos partes, primero se estiman modelos que calculan la eficiencia en la producción utilizando datos históricos de rendimiento (Battese & Coelli 1988, 1992) y en segundo lugar se utiliza un indicador económico para medir las diferencias en la distribución de la renta y estimar así el impacto que tienen los cambios propuestos sobre la desigualdad del rendimiento en cada caso.

Este tipo de análisis tiene muchas aplicaciones en diversas áreas del conocimiento. En el sector de la industria forestal Herruzo et al. (2008) llevan a cabo un análisis de eficiencia productiva para posteriormente relacionarlo con la gestión ambiental que llevan a cabo las empresas de esta industria. Sus conclusiones proporcionan información sobre qué tipo de industrias del sector forestal llevan una mejor gestión ambiental, en concreto, señalan que en general las empresas de este sector que tienen implantados sistemas de gestión ambiental alcanzan unos mayores valores de eficiencia. Entre los sectores de esta industria, el del papel es el que muestra una mayor predisposición a la implantación de la gestión ambiental, siendo en general esta implantación más débil en las empresas pequeñas y medianas.

Fernández-Haddad et al. (2013) consideran los cultivos más importantes (trigo, arroz, viñedo, alfalfa, maíz, entre otros) de acuerdo a su importancia en el área total agrícola de la cuenca del Ebro y calculan los efectos marginales que podría tener una política de reducción de hectáreas agrícolas en regadío sobre la competitividad (eficiencia) y la distribución de la renta (equidad) en cambios porcentuales. El concepto de efecto marginal es clave en economía y se refiere a la variación que tiene lugar en la producción cuando varían en una unidad adicional (monetaria, física o porcentual) los factores involucrados en su producción. Esta información es importante en términos de adaptación porque permite evaluar el efecto de una política concreta de adaptación sobre la eficiencia económica pero también sobre la distribución de la renta, que puede ser un factor clave ligado a la resiliencia de los sistemas y a la capacidad de adaptación. Es importante considerar que en este capítulo se considera el sistema como un sistema socio-ecológico, donde la resiliencia es también social y por ello es importante considerar el aspecto de la equidad.

Teniendo en cuenta la naturaleza multiproducto del sector forestal, Galindo et al. (2014) contribuyen con un análisis de eficiencia en el que se pueden observar diferencias regionales en la eficiencia de los sistemas forestales que pueden ayudar a priorizar la vulnerabilidad y por tanto las necesidades de adaptación en términos geográficos (Figura 2). Por ejemplo, las regiones que ya alcanzan alto nivel de eficiencia tendrán menos margen para fomentar políticas económicas de mejora de gestión que permitan disminuir la vulnerabilidad del sistema frente a impactos del cambio climático.

Otro importante análisis llevado a cabo en este trabajo, es el vincular la eficiencia a los distintos tipos de propiedad (privada, públicas) de los bosques. Se obtiene como conclusión de este análisis la importancia del tipo de propiedad en los niveles de eficiencia y producción alcanzados. Por ejemplo, se encuentra que la eficiencia es más elevada cuando los tipos de propiedad son vecinales o de Comunidades Autónomas, lo cual puede ir vinculado al impacto positivo de las políticas de protección de la naturaleza a la vez que están menos afectadas por los incentivos de las políticas agrícolas y de desarrollo rural.

El valor de la información hidro-meteorológica en las medidas de mejora de la gestión para una mejor adaptación

En esta subsección nos centramos en un ejemplo metodológico que analiza el proceso de toma de decisiones de los gestores de los recursos hídricos para la adaptación al cambio climático, centrándose en el valor añadido proporcionado por las proyecciones del clima a través del concepto de aversión al riesgo. En Cerdá & Quiroga (2009) y en Quiroga et al. (2011b) se analizan problemas simplificados de toma de decisiones con el objetivo de la implementación de medidas de reducción de demanda de recursos hídricos para adaptar la demanda del sistema a la disponibilidad de agua bajo escenarios de cambio climático futuros.

Esta versión del proceso de toma de decisiones enfrentada por los administradores del agua proporciona una estimación del valor de la información de la incorporación de consideraciones de cambio climático y los fenómenos extremos en la toma de decisiones,

Figura 2.

Figura 2. Diferencias regionales en los niveles de eficiencia para la priorización de la vulnerabilidad al cambio climático.

Fuente: Elaborado a partir de Galindo et al. (2014).

especialmente en el contexto de la gestión de cuencas fluviales y los planes y programas relacionados con la asignación del agua y la fiabilidad de suministro. Estos modelos presentan una evaluación del valor económico de la información de sequía para la gestión del agua bajo un contexto de cambio climático y en el ejemplo aplicado en Quiroga et al. (2011b) se concreta para la cuenca del Ebro. En la adaptación a una posible reducción del suministro de agua en los sistemas hídricos, se consideran dos posibles alternativas: la primera considera mantener la asignación del agua para la agricultura, reduciendo la garantía de suministro y la segunda se plantea como una reducción en el suministro de agua para los distintos sectores, manteniendo la garantía de dicho suministro. Los resultados de la política óptima de este ejemplo se detallan en la Figura 3. Los detalles de la interpretación pueden consultarse en Quiroga et al. (2011b). En resumen, las barras representan umbrales en la toma de decisión, de tal forma que si la probabilidad de sequía (representada por los puntos negros) queda por encima de esos umbrales, la decisión óptima es la reducción de la garantía de suministro hídrico, mientras que en los casos en que la probabilidad es menor que dichos umbrales, la mejor decisión sería reducir las dotaciones de volumen de agua a los usuarios. Los umbrales están definidos en función de la actitud frente al riesgo del decisor (cuanto mayor es ρ más dispuesto está el individuo a asumir riesgos).

Un buen resumen de la literatura relacionada con las tomas de decisiones relacionadas con problemas forestales se puede encontrar en Diaz-Balteiro & Romero (2008).

Recomendaciones para su aplicación

En función de la metodología descrita en los apartados anteriores se pueden desarrollar aplicaciones concretas para identificar las estrategias públicas y privadas de adaptación al cambio climático más apropiadas en cada caso y evaluar la capacidad de adaptación de una región en estudio, para mitigar los impactos con un menor coste económico, social y medioambiental. Para ello se han planteado algunos ejemplos concretos de medidas de adaptación que pueden evaluarse con este tipo de modelos. El tipo de medidas no se limita a soluciones técnicas de ejecución de infraestructura o a actuaciones de gestión y si procura identificar soluciones en un marco socioeconómico más amplio, incluyendo el contexto social. El tipo de metodología que se puede aplicar en cada caso a impactos, adaptación, etc. en los distintos sectores depende básicamente del tipo de datos disponibles para el análisis. No es sencillo establecer unos requerimientos estandarizados de información necesaria por tipo de problema, si bien es cierto que las funciones de producción o modelos de eficiencia pueden llevarse a cabo tanto con información estadística agregada (por ejemplo series temporales provinciales de producción) como con información a nivel de explotación o agentes, para estimar modelos de decisión suele necesitarse información individualizada de las decisiones a tomar.

Figura 3.

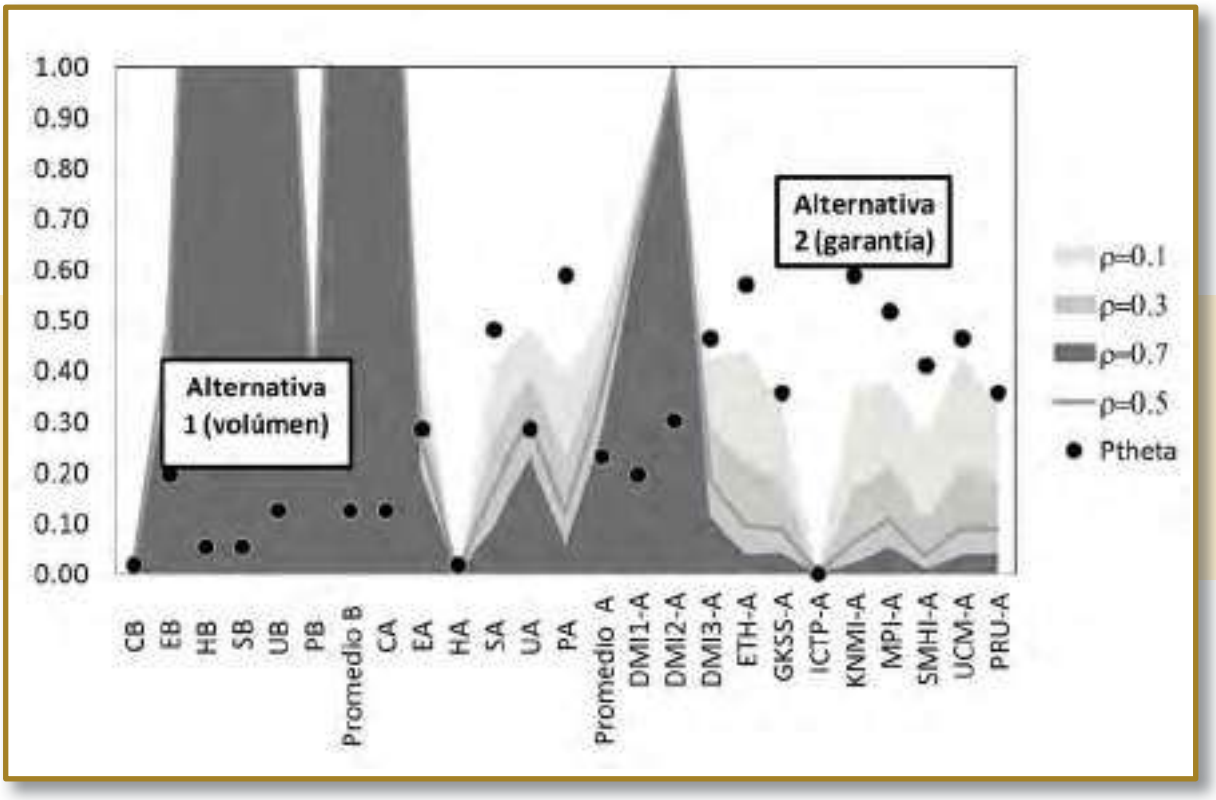


Figura 3. Política óptima de dos medidas de adaptación al cambio climático en la gestión de los recursos hídricos (elección entre la garantía de suministro y la reducción del volumen).

Fuente: Elaborado a partir de Quiroga et al. (2011b).

Referencias bibliográficas

Battese GE, Coelli TJ (1988) Prediction of Firm-level Technical Efficiencies with a Generalized Frontier Production Function and Panel Data. *Journal of Econometrics* 38:387-399

Battese GE, Coelli TJ (1992) Frontier Production Functions, Technical Efficiency and Panel Data: With Application to Paddy Farmers in India. *Journal of Productivity Analysis* 3:153-169

Cerdá E, Quiroga S (2009) Economic value of weather forecasting: the role of risk aversion. *TOP: An Official Journal of the Spanish Society of Statistics and Operations Research* 19:130-149

Ciscar JC, Iglesias A, Feyen L, Szabó L, Van Regemortera D, Amelung B, Nicholls R, Watkiss P, Christensen OB, Dankers R, Garrote L, Goodess CM, Hunt A, Moreno A, Richards J, Soria A (2011) Physical and economic consequences of climate change in Europe environmental sciences. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:2678-2683

Diaz-Balteiro L, Romero C, (2008) Making Forestry Decisions with Multiple Criteria: A Review and an Assessment. *Forest Ecology and Management* 255:3222-3241

EEA (2008) *Impacts of climate change in Europe: an indicator based report*. EEA Report: No. 4/2008. JRC Reference Report: No. JRC47756

Fernandez-Haddad Z, Quiroga S, Suárez C (2013) The role of water and agricultural policy over competitiveness and social disparities in the Mediterranean's production. *Nordic Environmental Social Science Proceedings* (en prensa)

Galindo E, Quiroga S, Suárez C (2014) Analysing multi-product economic efficiency relative to forest ownership types. *International Union of Forest Research Organizations* (en prensa)

González-Zeas D, Quiroga S, Iglesias A, Garrote L (2013) Looking beyond the average agricultural impacts in defining adaptation needs in Europe. *Regional Environmental Change* DOI: 10.1007/s10113-012-0388-0

Gracia C, Gil L, Montero G (2005) Impactos sobre el sector forestal. En: Moreno JM, editor. *Evaluación preliminar de los impactos en España por el efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Herruzo Martínez A, Prieto Rodríguez A, Romero López C, González Pachón J, Calvo Medina X, Martínez Núñez M, Voces González R (2008) *Caracterización de la industria forestal en España: aspectos económicos y ambientales*. Fundación BBVA, Madrid

Iglesias A, Garrote L, Quiroga S, Moneo M (2012b) A regional comparison of the effects on climate change on agricultural crops in Europe. *Climatic Change* 112:29-46

Iglesias A, Quiroga S, Moneo M, Garrote L (2012a) From climate change impacts to the development of adaptation strategies: Challenges for agriculture in Europe. *Climatic Change* 112:143-168

Iglesias A, Quiroga S, Schlickenrieder J (2010) Climate change and agricultural adaptation: assessing management uncertainty for four crop types in Spain. *Climatic Research* 44:83-94

IPCC (2007) *Climate Change 2007: Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Mínguez I, Ruiz A, Estrada A (2005) Impactos sobre el sector agrario. En: Moreno JM, editor. *Evaluación preliminar de los impactos en España por el efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Moreno JM (2005) *Evaluación preliminar de los impactos en España por el efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

PNACC (2011). *Plan Nacional de adaptación al cambio climático*. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Quiroga S, Fernández-Haddad Z, Iglesias A (2011a) Crop yields response to water pressures in the Ebro basin in Spain: risk and water policy implications. *Hydrology and Earth System Sciences* 15:505-518

Quiroga S, Garrote L, Iglesias A, Fernández-Haddad Z, Schlickenrieder J, De Lama B, Mosso C, Sanchez-Arcilla A (2011b) The economic value of drought information for water management under climate change: a case study in the Ebro Basin. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 11:1-15

Sánchez-Arcilla A, Gómez-Aguar J, Egozcue JJ, Ortego MI, Galiatsatou P, Prinos P (2008) Extremes from scarce data: The role of Bayesian and scaling techniques in reducing uncertainty. *Journal of Hydraulics Research* 46:224-234

Stern N, Peters S, Bakhshi V, Bowen A, Cameron C, Catovsky S, Crane D, Cruickshank S, Dietz S, Edmonson N, Garbett S.L, Hamid L, Hoffman G, Ingram D, Jones B, Patmore N, Radcliffe H, Sathiyarajah R, Stock M, Taylor C, Vernon T, Wanjie H, Zenghelis D (2006) *Stern review: the economics of climate change*. HM Treasury, London

J. Domingo

Ingeniero de Montes. Profesional independiente
Correo electrónico: jose.domingo.idm@gmail.com

45 Gestión forestal adaptativa en Menorca

Resultados clave

- Se requiere el uso de criterios de gobernanza y participación para hacer efectiva una gestión forestal sostenible sobre el territorio.
- Deben elaborarse planes de gestión forestal adaptativos a la horquilla de incertidumbres planteada por el cambio climático.
- La gestión debe contemplar de forma simultánea los riesgos e impactos sobre el medio forestal.
- Es necesario disponer de indicadores ambientales de seguimiento para fijar una planificación silvícola flexible en cuanto a la temporalidad y/o intensidad de las actuaciones selvícolas programadas.

Contexto

El clima de las diferentes regiones está experimentando importantes alteraciones a una mayor velocidad de lo esperado. Sus efectos, en cuanto a precipitación, temperatura, velocidad del viento y evapotranspiración potencial, no parecen seguir la misma tendencia en todas las regiones del planeta. Por lo que respecta a la cuenca mediterránea, los patrones climáticos no están del todo claros. No obstante, en el informe del año 2012 del Panel Intergobernamental sobre el Cambio Climático, se establece que los modelos climáticos determinan, de manera unánime, un incremento de las temperaturas en el mediterráneo, mientras presentan divergencias en cuanto a las previsiones de precipitación. Por lo que respecta a la isla de Menorca, existen datos registrados referentes a las precipitaciones anuales desde el año 1933 hasta la actualidad. Dichos registros han sido utilizados para establecer cada 5 años la precipitación media anual de los últimos 30 registros. En dichas medias anuales, se ha constatado una reducción del 12,62% de la precipitación media anual registrada entre los periodos 1933-1960 y 1973-1998. Por lo que respecta a las temperaturas, se constata una tendencia al alza de las temperaturas medias anuales de Menorca para el periodo comprendido entre 1971 y 2008. Por lo tanto, hoy en día el cambio climático es uno de los principales retos a nivel global de la ciencia forestal. En el caso de Menorca, el cambio climático es especialmente importante tanto para el medio natural como para la economía de la isla. Por lo que respecta a la economía de la isla, un incremento de las temperaturas puede generar una pérdida importante de turismo potencial y modificar sustancialmente el actual modelo agrícola de Menorca. Atendiendo al medio forestal, es de esperar una mayor gravedad de los impactos negativos presentes y una mayor vulnerabilidad y cantidad de riesgos a los que se encuentra sometida la masa forestal. Por lo tanto, es necesario establecer una gestión de los bosques de la isla intentando conservar la biodiversidad existente y fomentando una mayor resiliencia de los ecosistemas ante los previsibles cambios derivados del abanico de posibles escenarios que plantea el cambio climático.

La isla de Menorca, al igual que el resto de la cuenca mediterránea, está sometida a numerosos riesgos e impactos ambientales. Entre los más importantes cabe destacar el riesgo de padecer incendios forestales y/o el riesgo de erosión hídrica y eólica. Por lo que respecta a los incendios forestales, en los bosques de Menorca predomina un modelo de combustible 7 o 4 en la escala de Rothermel. Ello, unido al abandono de cultivos y actividades tradicionales de aprovechamiento de maderas, leñas y pastos, entre otras actividades, combinado con la existencia de numerosas urbanizaciones colindantes a los bosques de la isla, crea situaciones de alto riesgo de

incendio año tras año. Además, al coincidir habitualmente periodos de sequía prolongada con la época de mayores temperaturas ambientales, se produce una pérdida importante de humedad en la propia cubierta forestal, con lo cual se incrementa notablemente la inflamabilidad del propio combustible y por lo tanto el riesgo de incendio. Así mismo, a pesar de que Menorca tiene una fisiografía generalmente suave u ondulada, existen numerosas colinas en la parte central de la isla con fuertes pendientes y elevado riesgo de erosión potencial. Además, aquellas laderas con orientación norte están expuestas a los fuertes vientos de tramontana, los cuales son relativamente frecuentes en invierno. Por otro lado, se detectan otros muchos riesgos e impactos que cabe gestionar y por lo tanto combatir y prevenir. Entre ellos, se encuentra la vulnerabilidad de parte de los bosques de la isla a situaciones de estrés hídrico. Especialmente sensibles parecen ser los encinares orientados al sur sobre suelo del periodo Triásico (Petrus 2011). Dicha vulnerabilidad produce una pérdida de la espesura de la copa del arbolado durante los meses de verano y una elevada mortalidad del regenerado existente. Así mismo, la tendencia a la baja en cuanto al régimen de lluvias (Observatorio Socioambiental de Menorca 2011), el incremento de la evapotranspiración del arbolado por el aumento de las temperaturas (de Castro et al. 2005) y las frecuentes sequías estivales, está generando cada vez con mayor frecuencia la muerte de encinas constituyendo pequeños golpes dentro de la masa forestal. Otro problema importante es la falta de regenerado en gran parte de las masas arboladas de la isla debido a una elevada fracción de cabida cubierta (Fcc) arbustiva. Densidades de sotobosque que impliquen una Fcc arbustiva superior al 40% suele desembocar en deficiencias muy importantes brinzales de coníferas y frondosas debido a una competencia excesiva por agua y nutrientes en épocas de sequía y, además, en el caso de los ejemplares de pino carrasco también por la luz. En cuanto a las plagas forestales, cabe destacar las frecuentes e intensas plagas del lepidóptero defoliador *Lymantria dispar* L. en los encinares de Menorca. Dicha especie dispone de un ciclo biológico diferente al existente en la Península Ibérica al disponer de 5 o 6 años continuos con una elevada densidad de *Lymantria dispar* seguido de 2 o 3 años con menor densidad de población. Entre los últimos años, cabe destacar el año 2007 donde el 68% de los encinares de la isla han llegado a sufrir algún tipo de defoliación y en el 35% de la masa de encinar se produjo una defoliación total. Además, los bosques de la isla sufren frecuentemente la invasión de especies exóticas, tales como *Alianthus altisima* o *Carpobrotus edulis*. Algunas de estas especies invasoras están perjudicando seriamente las poblaciones de otras especies de flora endémicas de Menorca como las poblaciones de *Anthyllis hystrix* (Wiik.) Cardona, Contandriopoulos & Sierra. Finalmente, se detecta una sobreexplotación y contaminación por nitratos de los acuíferos de la isla debido al modelo económico de Menorca y las deficiencias existentes en gran parte de las instalaciones agrícolas y ganaderas de la isla. Todos los impactos descritos, unidos al abandono de cultivos, están generando rápidamente una pérdida de biodiversidad paisajística importante que cabe combatir.

Adaptación

Elaboración de unas directrices de Gestión Forestal Sostenible (GFS)(y adaptativa) para la adaptación al cambio climático

Ante las incertidumbres socioeconómicas y ambientales planteadas por los posibles escenarios de cambio climático en Menorca, se está fomentando, a través del Consell Insular de Menorca y del programa LIFE+ mediante el proyecto LIFE+BOSCOS, un modelo de gestión forestal sostenible y flexible a las exigencias de cada momento. Para ello, se han elaborado unas directrices de GFS fundamentadas en los Criterios Paneuropeos de GFS a escala insular. Dichas directrices están basadas en un análisis detallado del medio natural de la isla y conocimientos técnicos multidisciplinares. En su fase de elaboración, ha habido una participación multisectorial de agentes públicos y privados implicados en la gestión del medio natural de la isla, así como un comité científico y de seguimiento. Parara hacer adaptativas dichas directrices de gestión forestal a las condiciones socioeconómicas y ambientales de la región, se procede a su evaluación y revisión periódicamente.

Comité científico y de seguimiento

Ambos comités, tienen un papel fundamental en la adaptación de los bosques de Menorca ante los posibles escenarios de cambio climático. Por lo que respecta al comité científico, ha tenido como finalidad asegurar un resultado excelente en el diseño de las propias directrices y de los planes de gestión forestal adaptativos al cambio

Figura 1.

Figura 1. Reunión del comité científico para debatir las medidas a implantar en los planes dasocráticos a desarrollar.

Fuente: Proyecto LIFE+BOSCOS (LIFE+07ENV/E/000824).

climático. Dicho comité, está formado por un equipo multidisciplinar de expertos encargados de asesorar en diferentes aspectos relacionados con el medio forestal y el cambio climático (Figura 1).

Por otro lado, el comité de seguimiento ha colaborado en el desarrollo de los objetivos específicos (ObE) y las medidas implantadas en las propias directrices de adaptación de los bosques de Menorca al cambio climático. Dicho comité se encuentra formado por representantes de las diferentes administraciones de la isla, así como instituciones científicas, organizaciones no gubernamentales, agentes sociales del sector forestal y propietarios y gestores forestales de Menorca.

Diseño de planes de gestión forestal adaptativos al cambio climático

En su diseño, se ha optado por la redacción de planes de gestión forestal simplificados, conocidos como los bosques de Menorca puesto que es clave a la hora de valorar la vulnerabilidad de las especies forestales a situaciones de estrés hídrico. Por otro lado, la velocidad del viento es otro parámetro muy a tener en cuenta dado los abundantes daños sufridos año tras año por la acción del viento de tramontana en masas sin tangencia de copas con orientación norte. Otro aspecto a tener en cuenta en los planes redactados es un análisis muy detallado de los riesgos e impactos a los que se encuentra expuesta la masa a ordenar. Se trata de determinar su origen (biótico/abiótico), el tipo de riesgo o impacto, determinar su peligrosidad en el caso de un riesgo (alta, moderada o baja), determinar su grado de presencia en el caso de un impacto (alto, moderado o bajo), un pronóstico de evolución natural del riesgo o impacto, una breve interpretación del mismo y, si es posible, un mapa donde quede reflejado el riesgo o impacto en cuestión. En cuanto a la fase de planificación de los planes de gestión forestal encaminados a la adaptación, se ha introducido un apartado donde se analizan las condiciones selvícolas generales por tipo de formación forestal existente dentro del monte a ordenar. En dicho apartado se marcan unas directrices genéricas a seguir que serán especificadas en la ficha de cada rodal. Estas directrices genéricas se encuentran fundamentadas en las directrices de GFS elaboradas y en unas curvas teóricas elaboradas mediante Liocourt de máxima densidad, máxima vitalidad y curva ideal para cada tipo de formación arbolada existente en el monte ordenado. Su diseño se ha fundamentado en recomendaciones bibliográficas para masas en situación de máxima densidad y máxima vitalidad (Montoya & Mesón 2004), un estudio científico en cuanto a la vulnerabilidad a situaciones de estrés hídrico de los bosques de Menorca (Petrus 2011), recomendaciones técnicas de grupos de expertos, aspectos relacionados con la climatología de la isla, aspectos relacionados con las propiedades edafológicas de Menorca y análisis de rodales de los bosques de Menorca con buena vitalidad en periodos de sequía prolongada.

Planes Dasocráticos con una vigencia comprendida entre 12 y 15 años y una ordenación por rodales. Dicha vigencia permite plasmar una gestión selvícola del monte controlando la horquilla de incertidumbres socioeconómicas y ambientales derivadas del cambio climático (Figura 2). Planes de gestión forestal con vigencias superiores pueden generar planteamientos erráticos graves dado que no es posible conocer, a ciencia cierta, cómo van a ir evolucionando algunas variables económicas, sociales y ambientales de la región. En el caso de Menorca, la actividad turística, la Política Agraria Común o la climatología son variables de difícil predicción a largo plazo. Por otro lado, los planes de gestión forestal redactados incluyen un análisis detallado del clima actual y de las previsiones futuras climáticas de la isla. Así pues, a parte de analizarse los parámetros climáticos habituales incluidos en cualquier plan de gestión forestal, se analizan otras variables como la evapotranspiración o la velocidad del viento. Se considera a la evapotranspiración un factor vital para establecer una selvicultura de adaptación en

Figura 2.

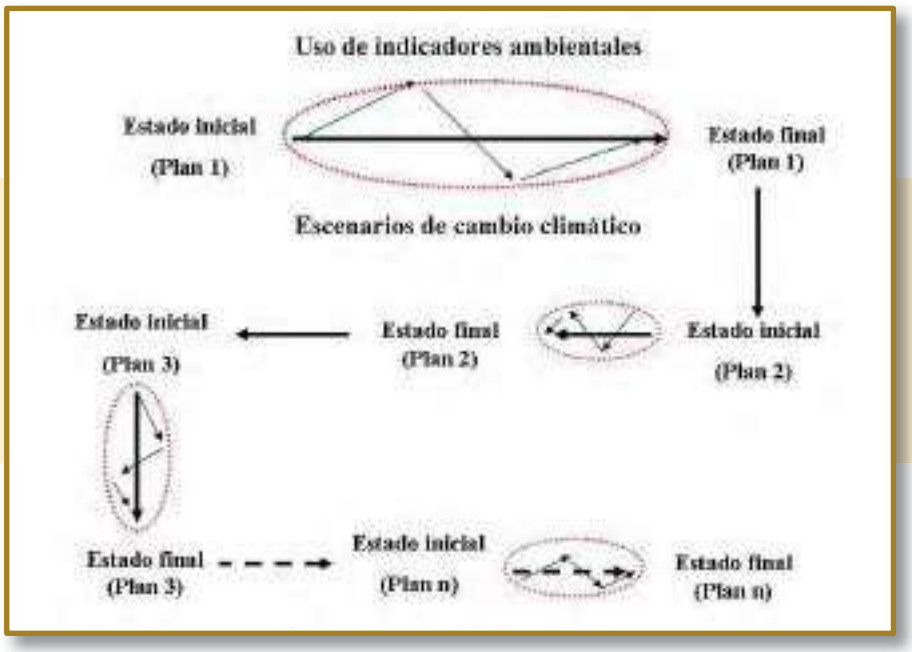


Figura 2. Gestión forestal adaptativa a los escenarios de cambio climático.

Fuente: Elaboración propia.

Seguimiento mediante indicadores ambientales

Tanto los objetivos generales (ObG) como los objetivos operativos (ObO) tienen sus propios indicadores ambientales de seguimiento (Figura 3). Dichos indicadores han de ser fáciles de calcular, económicos y deben permitir conocer diferentes parámetros de la masa agroforestal, con la finalidad de:

- Permitan ser calculados rápidamente sin necesidad de un trabajo de campo y/o gabinete exhaustivo.
- No se requiera generalmente una formación técnica para su cálculo.
- Evaluar el grado en que se alcanzan los ObG y ObO del propio plan de gestión.
- Flexibilizar las actuaciones selvícolas en cuanto a intensidad de tratamiento o temporalidad.
- Ayuden a redefinir o confirmar las medidas implantadas y los objetivos específicos de las Directrices de GFS redactadas.

Su patrón de cálculo será diferente entre aquellos definidos para evaluar los ObG y aquellos establecidos para evaluar los ObO. Por un lado, los indicadores ambientales de seguimiento propios de los ObG deberán ser calculados justo antes de ejecutarse el plan y una vez cumplida su vigencia. Por otro lado, los indicadores de seguimiento propios de los ObO deberán ser calculados justo antes de iniciarse el plan y revisados una o varias veces a lo largo de la vigencia del plan. Así mismo, cada uno de los indicadores de seguimiento propios de los ObO, dispone de un período de cálculo independiente respecto al resto de indicadores de seguimiento.

Riesgos e impactos a gestionar

Los planes de gestión forestal desarrollados establecen una gestión forestal donde además de prevenir impactos, se corrigen aquellos ya presentes que impiden o limitan la capacidad de alcanzar uno o varios de los ObG establecidos. En la fase de análisis y diagnóstico del monte, puede detectarse varios riesgos e impactos de manera simultanea en un mismo monte y rodal. Por lo tanto, resulta especialmente importante establecer un orden jerárquico en cuanto a los objetivos específicos del propio plan y ser tenidos en cuenta en la división

Figura 3.

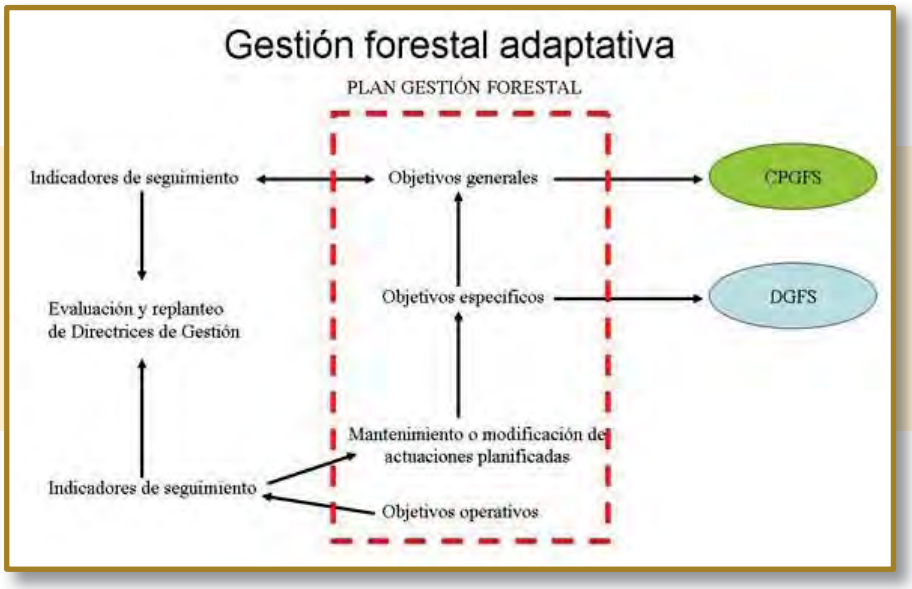


Figura 3. Relación entre Directrices de gestión y plan de gestión forestal adaptativo.

Fuente: Elaboración propia.

dasocrática del monte a ordenar. Una vez conocida el orden de prioridades del rodal, se establecerán unos objetivos operativos a cumplir dentro de cada rodal plasmados mediante la planificación selvícola.

En los rodales donde la prevención de incendios forestales tiene una gran importancia, se programan actuaciones selvícolas (ver figura 4) encaminadas a:

- Realización, en tramos longitudinales estratégicos del monte, masas adehesadas de Quercus ilex con franjas de matorral de Fcc variable, formando pequeños golpes aislados.
- Introducir, en tramos estratégicos, encina micorrizada formando franjas longitudinales que hagan la función de cortafuegos natural.
- Transformar áreas con un modelo de combustible 7 en áreas con un modelo de combustible 8 o 11 (Rothermel et al., 1983).
- Transformar áreas con un modelo de combustible 4 en áreas con un modelo de combustible 5 (Rothermel et al., 1983).
- Recuperación de cultivos abandonados dentro de grandes masas forestales con la finalidad de crear discontinuidades espaciales (Figura 4).
- Aprovechamiento de pastos con ganado vacuno y equino.
- Crear tres anillos con baja carga de combustible y anchura variable en la interfaz urbano-forestal de núcleos urbanizados y viales.

- Eliminar la totalidad de la Fcc arbustiva en los laterales de los muros de pared seca hasta una separación de 2 veces la altura del muro.

Una elección óptima de los tratamientos selvícolas a introducir en las áreas del monte con riesgo de incendio forestal y una metodología de trabajo adecuada, ayudaran a reducir notablemente los daños erosivos derivados de los trabajos selvícolas a ejecutar y a su vez reducirá muy significativamente el riesgo de erosión potencial que tendrá el área tratada.

Por lo que respecta a la vulnerabilidad a situaciones de estrés hídrico, el arbolado de coníferas (*Pinus halepensis*) es más resistentes que las frondosas (*Quercus ilex* y *Olea europaea* var. *sylvestris*). Además, dicha vulnerabilidad de las frondosas suele acentuarse en aquellos ejemplares procedentes de rebrote. Atendiendo a ello, en aquellos rodales donde existe un riesgo significativo de estrés hídrico o ya hay signos de decaimiento del arbolado (pérdida de frondosidad de copa, puntisecado, etc) se aplican tratamientos selvícolas encaminados a mantener una estructura de monte mixto irregular y a ser posible formada por pies procedentes de semilla y no de rebrote. Además, se fomenta un dosel arbolado a dos alturas donde las especies con mayor resistencia a situaciones de estrés hídrico constituyan el dosel superior mientras que el resto de especies con mayor sensibilidad a situaciones de estrés hídrico constituyan el segundo dosel arbolado. La densidad de pies según especie, dependerá de la calidad de estación y de la situación de partida del monte. Para establecer una estructura ideal de la masa, se programan actuaciones selvícolas encaminadas a alcanzar una curva ideal teórica establecida en las condiciones selvícolas generales. Con ello, se pretende copiar la estructura de aquellas zonas forestales con una estructura irregular que de forma natural no presentan un decaimiento en periodos prolongados de sequía. Otra medida importante para combatir situaciones de estrés hídrico, es reducir la evapotranspiración potencial de los ejemplares con signos evidentes de decaimiento mediante podas y resolveos. En el caso de los resolveos, se aplica como regla general reducir en un 50% el área basimétrica de los chirpiales de cada cepa, dejando en pie siempre aquellos más vigorosos y de copa más espesa con la finalidad de producir semilla.

Así mismo, independientemente de cuales sean los riesgos e impactos a combatir, se intenta generalmente mantener una Fcc arbórea comprendida entre el 40% y el 70% y no aplicar tratamientos selvícolas que reduzcan en más de una tercera parte el área basimétrica inicial. De esta manera se evitan intervenciones selvícolas excesivamente fuertes que puedan poner en peligro la persistencia y estabilidad de la masa.

Figura 4.

Fuente: Instituto Balear de la Naturaleza.

Figura 4. Paisaje agroforestal propio de Menorca con medidas preventivas de incendios forestales. El cortafuegos de la zona central sirve para crear una zona sin continuidad vertical y horizontal. El cultivo ayuda a mantener el mosaico agroforestal de la isla creando masas forestales discontinuas.

Por lo que respecta a aquellos rodales con excesiva densidad de sotobosque, se fomenta el uso principalmente de ganado equino y bovino para controlar su Fcc y mantenerla por debajo del 40%. La metodología suele ser:

- Estabulación temporal del ganado en el monte: se consigue un rápido control del sotobosque si se utiliza una elevada carga ganadera. La técnica consiste en zonificar el monte e ir moviendo periódicamente el ganado de una zona a otra.
- Uso del monte como dormideros: obligar al ganado a dormir en áreas concretas del monte genera un control importante del sotobosque puesto que el ganado suele dormir en grupos y suele estar tumbado varias horas en el mismo lugar.
- Ganado en semilibertad manteniendo una carga ganadera óptima durante largos periodos o incluso de manera permanente.

Escoger una técnica u otra para controlar el sotobosque vendrá definida por el objetivo que tenga marcado el rodal. En el caso de riesgo de incendio, cualquiera de las tres opciones sería válida, mientras si se pretende ayudar al regenerado de especies arboladas la opción tercera sería la más adecuada.

Por lo que respecta a aquellos rodales donde aparecen especies exóticas, se programan actuaciones selvícolas encaminadas a su erradicación mediante su arrancado desde la raíz.

Replanteo de objetivos y medidas

Una vez concluida la vigencia del plan de gestión forestal, se procederá a la evaluación de los ObG marcados en el propio plan (Criterios Paneuropeos de Gestión Forestal Sostenible). En caso de que la batería de indicadores de seguimiento utilizada indique el cumplimiento total de los ObG del plan, no será necesario realizar cambios sustanciales en la revisión del plan. No obstante, generalmente, los indicadores ambientales marcaran un cumplimiento parcial de los ObG y, por lo tanto, será necesario replantearse el modelo de gestión, los ObE, los ObO y la planificación selvícola para reconducir la situación y así alcanzar plenamente los ObG en el siguiente plan dasocrático. Así mismo, la ejecución de los planes de gestión forestal permitirán redefinir o confirmar tanto los objetivos específicos como las medidas implantadas en las propias directrices de GFS adaptativas al cambio climático.

Recomendaciones para su aplicación

Por lo que respecta a las directrices, se recomienda su desarrollo a escala comarcal dado que las condiciones ambientales, económicas y sociales pueden presentar diferencias significativas entre comarcas cercanas. Así mismo, las directrices deberían de incluir aspectos de gobernanza y participación y seguir los criterios de las conferencias interministeriales de protección de los bosques de Europa.

Por lo que respecta a los planes dasocráticos, la estructura y contenido de los planes realizados desde el proyecto LIFE+BOSCOS (LIFE+07ENV/E/000824) pueden ser una buena referencia sobre la que desarrollar los planes de cada comarca o región.

En cuanto a los indicadores ambientales, es recomendable establecer desde el servicio competente en gestión forestal de la comunidad autónoma un listado de indicadores ambientales de seguimiento para evaluar los ObG y otro para evaluar los ObO de cada plan de gestión forestal. De cada uno de los listados, debería escogerse aquellos indicadores que permitan realizar una mejor evaluación de los objetivos planteados con el menor coste posible, siempre teniendo en cuenta que cada objetivo a evaluar debería ser medido por dos o más indicadores. La razón por la cual es interesante disponer de dos listados cerrados de indicadores ambientales para escoger cuales utilizar en la evaluación de los objetivos de cada plan es la de disponer de un volumen importante de información homogénea que permita tomar decisiones acertadas a la hora de evaluar las directrices de GFS de la propia comarca o región. Para asegurar una buena calidad de los datos generados por los indicadores ambientales de seguimiento, es muy importante facilitar para cada indicador ambiental una hoja de metadatos donde se explique su procedimiento de toma de datos y las unidades en que debe aparecer el resultado. Así mismo, se recomienda establecer en la hoja de metadatos un rango de valores para presentar el resultado del indicador. De esta forma, será posible conocer si el resultado es bueno o malo y su evolución temporal. Por lo que respecta a quien debe de calcular los indicadores ambientales de cada plan, parece lo más acertado dejar en manos del técnico responsable de redactar el proyecto la elección de indicadores y el cálculo inicial de los mismos. En las siguientes etapas de cálculo de la batería de indicadores ambientales, debería ser la empresa encargada de ejecutar los trabajos selvícolas y el propietario o propietarios de las fincas ordenadas los encargados de su cálculo.

Tabla 1. Cubiertas forestales de Menorca (2002).

Cubierta forestal	Superficie (ha)	Superficie (%)
Encinar	2.233,77	3,21
Bosque mixto	6.615,27	9,52
Bosques de ribera	35,60	0,05
Pinares	3.444,79	4,96
Sabinares	458,24	0,66
Acebuchares	7.678,79	11,05
Total forestal arbolado	20.466,16	29,45
Arbustos litorales	723,19	1,04
Herbazales	766,11	1,10
Máquias escleróphilas	766,11	1,10
Marinas de Erica y estepas	3.454,87	4,97
Acebuche en regeneración	5.027,33	7,23
Otras	262,75	2,15
Total forestal no arbolado	12.220,75	17,59
Total forestal	32.686,91	47,04
Superficie de Menorca	69.488,46	100

Fuente: Elaborado a partir del mapa de cubiertas de Menorca (2002).

Material suplementario

La región de estudio se localiza en la isla de Menorca (Islas Baleares), Reserva de la Biosfera desde el año 1993 y cuya superficie asciende a 694,65 Km². El clima de la isla presenta diferencias significativas con el Levante español, al tratarse de un clima mediterráneo oceánico pluviestacional (Rivas-Martínez 2004) con una temperatura media anual de 16,8ºC y una pluviometría anual de 604 mm/año. Así mismo, se caracteriza por ser un territorio con 8 municipios y una población empadronada de 95.178 habitantes en el año 2012. Todo ello, unido al elevado grado de conservación existente en los diferentes hábitats de la isla, ha generado un paisaje agroforestal en Menorca, donde el 93,41% de la superficie de la isla es agrícola o forestal, según el IV Inventario Forestal Nacional.

Por lo que respecta al modelo económico de la isla, la economía de Menorca está fundamentada en un turismo veraniego y una actividad agrícola-ganadera en declive. En cuanto a su actividad forestal, su contribución al Producto Interior Bruto de la isla ha sido siempre testimonial atendiendo a la cantidad de empresas y trabajadores del sector dados de alta en la Seguridad Social (Instituto Nacional de Estadística). No obstante, el aprovechamiento de biomasa forestal para producir astilla y ser vendida a centrales térmicas está generando desde el año 2012 un incremento muy significativo en la gestión de los montes de la isla. Dicha actividad, unido al continuado aumento del precio de la electricidad está incentivando un interés creciente del sector hotelero e industrial por el uso de pellet y astilla para generar calor.

En cuanto a las figuras de protección ambiental, Menorca dispone de gran parte de su superficie bajo diferentes figuras de protección ambiental a escala europea, nacional y autonómica. Algunas de las más relevantes, en cuanto a superficie forestal, son la Red Natura 2000 (LIC y ZEPA), el Parque Natural de S'Albufera des Grau o figuras de protección ambiental del propio Plan Territorial Insular.

Menorca, a pesar de ser una isla de escasa superficie, presenta una gran diversidad de hábitats forestales (Tabla 1). Entre las principales comunidades forestales de la isla, atendiendo a su superficie, cabe destacar las comunidades arboladas de acebuchar, pinar y encinar o las comunidades arbustivas de maquia y garriga.

Por lo que respecta a la comunidad de acebuchar, se encuentra tanto en suelos silíceo como en calcáreos siempre y cuando la textura del suelo no sea arenosa o francoarenosa. Por otro lado, suelen presentar una altura comprendida entre 2 y 4 metros de altura, una elevada Fcc total y generalmente un modelo de combustible 4 (Rothermel *et al*., 1983). En cuanto a las especies propias del acebuchar, el acebuche silvestre (*Olea europaea* var. *sylvestris*) es la principal especie de la comunidad y suele venir acompañada fundamentalmente de especies arbustivas y, en menor medida, por especies herbáceas. Entre las especies arbustivas más comunes se encuentran especies como por ejemplo lentisco (*Pistacia lentiscus*), zarzaparrilla (*Smilax aspera*), gamón común (*Asphodelus aestivus*), aliaga (*Calicotome spinosa*) o lechetrezna (*Euphorbia dendroides*), entre otras. Por lo que respecta a las especies herbáceas, se encuentran especies como el puerro silvestre (*Aetheorhiza bulbosa*) o el candilillos del diablo (*Arisarum vulgare*), entre otras.

La siguiente comunidad en importancia, en cuanto a superficie abarcada, es la comunidad de pinar. Dicha comunidad tiene preferencia por los suelos calcáreos; no obstante también está presenta en suelo silíceo. La comunidad pinar suele disponer de un dosel arbóreo de altura comprendida entre los 8 y 16 metros de altura con un sotobosque denso y generalmente un modelo de combustible 7 (Rothermel *et al*., 1983). En cuanto a las especies propias de dicha comunidad, el pino carrasco (*Pinus halepensis*) es la principal especie dentro de la propia comunidad. No obstante, el pino carrasco suele aparecer acompañado de una gran variedad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas. Entre las especies arbóreas, suele encontrarse encinas (*Quercus ilex*) y acebuches arborescentes (*Olea europaea var. sylvestris*), principalmente. Por lo que respecta a especies arbustivas, aparecen frecuentemente ejemplares de acebuche arbustivo (*Olea europaea var. sylvestris*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), zarzaparrilla (*Smilax aspera*), gamón común (*Asphodelus aestivus*), labiérnago blanco (*Phillyrea angustifolia*), brezo (*Erica multiflora* y *Erica arborea*), romero (*Rosmarinus officinalis*) o carrizo (*Ampelodesmos mauritanica*), entre otras. En cuanto a las especies herbáceas presentes, cabe destacar el trébol de cuatro hojas (*Lotus tetraphyllus*), gallos (*Serapias lingua*) o el cardo yesquero (*Echinops ritro*), entre otras.

La siguiente comunidad forestal en importancia, en cuanto a superficie forestal, es la comunidad de encinar. Dicha comunidad se encuentra en suelos profundos y húmedos de suelos silicios y calcáreos. Cuanta mayor sea la densidad de encinas (*Quercus ilex*) dentro del dosel arbóreo, menor será la cantidad de especies arbustivas y herbáceas presentes. Así pues, en aquellos encinares con una Fcc≥70% de encina (*Quercus ilex*) en el dosel arbóreo, la Fcc arbustiva y herbácea suele ser escasa (modelo de combustible 8 en la escala de Rothermel *et al*., 1983). En cambio, conforme mayor es la abundancia de otras especies arbóreas o menor la Fcc de encina dentro del dosel arbóreo, mayor es la Fcc arbustiva y herbácea presente (modelo de combustible semejante a 7 en la escala de Rothermel *et al*., 1983). Por lo que respecta a la altura del dosel arbóreo, el arbolado no suele superar los10 metros en encinares puros y los 16 metros en los encinares mixtos. Por lo que respecta a las especies presentes, la encina (*Quercus ilex*) es la especie principal y suele venir acompañada de especies lianoides (*Tamus communis* y *Hedera helix*) en los encinares puros. En encinares donde son relativamente frecuentes otras especies arbóreas (*Pinus halepensis*, generalmente), se detectan además otras especies arbustivas como el lentisco (*Pistacia lentiscus*) o el madroño (*Arbutus unedo*), entre otras.

Por lo que respecta a las comunidades arbustivas presentes, son abundantes las marinas con predominio de brezo (*Erica arborea* y *Erica multiflora*), jaras (*Cistus sp*.) o carrizo (*Ampelodesmos mauritanica*), entre otras. El predominio de unas especies u otras depende de las propiedades del suelo. En ocasiones, dichas comunidades arbustivas tienden a evolucionar hacia masas de acebuchar o encinar.

Referencias bibliográficas

De Castro M, Martín-Vide J, Alonso S (2005) El clima de España: Pasado, presente y escenarios del clima para el siglo XXI. En: Moreno J. *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Editorial Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 1-64

Life+Boscos (2012) *Directrices para la adaptación de los bosques de Menorca al cambio climático*. Editorial Consell Insular de Menorca, Mahón. pp. 1-13. Disponible en: http://lifeboscos.cime.es/documents/docs/LifeBoscos/E1X0100/REV0.pdf Último acceso 10 de junio de 2014

Montoya J, Mesón M (2004) *Selvicultura*. *Tomo I y II*. Editorial Fundación Conde del Valle de Salazar-Mundi-prensa, Madrid. pp. 577-652

Observatorio Socioambiental de Menorca (2011) I.b.1 Precipitació. En: *Indicadors bàsics*. Editorial Instituto Menorquín de Estudios, Mahón. pp. 11-16

Petrus J (2011) *Zonificació de la vulnerabilitat a l'estrès hídric dels boscos de Menorca dins del projecte LIFE+BOSCOS (LIFE+07ENV/E/000824)*. Editorial Fundación Bosch y Gimpera de la Universidad de Barcelona, Barcelona. pp. 73-74. Disponible en: http://lifeboscos.cime.es/documents/docs/LifeBoscos/P1X0090/REV0.pdf Último acceso 10 de junio de 2014

C. García-Güemes[1], R. Calama[2]

[1] *Servicio Territorial de Medio Ambiente. Burgos. gargueca@jcyl.es*
[2] *Dpto. de Selvicultura y Gestión Forestal. CIFOR-INIA. Madrid. rcalama@inia.es*

46 La práctica de la selvicultura para la adaptación al cambio climático

Resultados clave

• La selvicultura para la adaptación al cambio climático debe reducir la vulnerabilidad de los bosques frente a los impactos observados/esperados y potenciar la capacidad de adaptación inherente de los bosques.

• La selvicultura para la adaptación al cambio climático debe fundamentarse en los principios de la gestión forestal sostenible y garantizar el cumplimiento de los objetivos específicos de la planificación.

• Los principios básicos de la selvicultura para la adaptación son el incremento de la diversidad específica y estructural, la mejora del vigor y resistencia individual, la promoción de los cambios naturales y la flexibilización y localización de la gestión.

• La puesta en práctica de la selvicultura para la adaptación no implica diseñar nuevas intervenciones, sino reorientar las prácticas selvícolas habituales de manera que permitan alcanzar el cumplimiento de los objetivos planteados.

Introducción

La selvicultura para la adaptación al cambio climático es la respuesta técnica a los impactos observados y esperados que sobre nuestros bosques tiene el cambio climático. Aunque en nuestro país todavía no es muy frecuente la consideración de las restricciones de las nuevas y futuras condiciones climáticas en la práctica selvícola, la selvicultura para la adaptación está implantándose paulatinamente en algunos de nuestros sistemas forestales. El objetivo de este texto es contribuir a la divulgación de algunas de estas intervenciones selvícolas.

Impactos del cambio global en los bosques mediterráneos

Las proyecciones del IPCC (2007) dibujan escenarios que sugieren que a medio plazo grandes superficies boscosas se pueden ver afectadas por las nuevas condiciones climáticas. En la península ibérica, el incremento de la temperatura provocará en la vegetación un incremento de la evapotranspiración potencial (ETP). La tendencia del régimen hídrico será (en el mejor de los casos) de mantenimiento de las condiciones actuales. Como consecuencia, necesariamente se incrementará el déficit hídrico, por lo que la tendencia será hacia una mayor aridez. Los impactos esperados en el medio mediterráneo a medio plazo han sido abordados en otras secciones de este informe (ver también Lindner & Calama 2013) e incluyen entre otros:

- Desplazamiento y migración de especies forestales por cambio de las condiciones ambientales.
- Procesos de extinción y sustitución de especies.
- Aumento de los procesos de decaimiento (reducción del crecimiento, pérdida de vigor vegetativo, defoliación, mortalidad,…) asociados con procesos de sequía y ocurrencia de temperaturas estivales extremas.
- La acción de agentes nocivos como plagas y patógenos puede verse favorecida por las nuevas condiciones ambientales y la mayor duración del periodo vegetativo.
- Incremento de las perturbaciones abióticas, tales como incendios de grandes dimensiones - asociados a una mayor probabilidad de ocurrencia de olas de

calor y los parámetros de inducción asociados, como son las temperaturas elevadas, baja humedad relativa y vientos convectivos- o derribos por viento.

- Cambios en la productividad primaria neta de los bosques mediterráneos, que pueden llegar a convertirse en emisores de carbono en la segunda mitad del siglo XXI.

La recuperación de la cubierta forestal por la ausencia de intervención en el medio muestra unas tendencias (p.ej. expansión de especies por ausencia de pastoreo extensivo o por falta de demanda de leñas) que en cierto modo pueden enmascarar los impactos referidos. Consiguientemente, los efectos del cambio climático en los bosques españoles se pueden comprobar mejor en aquellos montes que han mantenido una gestión continuada, donde el efecto de los cambios socioeconómicos en el manejo del territorio es limitado. Entre otros, en estos ecosistemas encontramos los siguientes impactos identificables:

- Dificultades en la regeneración a plena luz de especies en principio heliófilas en el límite más xerófilo de su distribución, como es el caso del Pinus pinaster en los arenales de la Meseta Norte (Gordo et al. 2012) o de *Pinus sylvestris* en las zonas bajas del Sistema Ibérico.

- Episodios de decaimiento y mortalidad en diversas especies (seca en *Quercus sp.*, pérdida de vigor en plantaciones de *Pinus sp.* en el SE español o en los hayedos del Montseny, etc.) relacionados con periodos de sequía intensa, como fueron los años 1994-95 ó 2005 (Peñuelas et al. 2001, Jump et al. 2006, Sánchez-Salguero et al. 2012).

- Mayor incidencia de plagas, debido tanto a un incremento altitudinal en su área de influencia (caso de la procesionaria del pino, *Thaumetopoea pytiocampa* en Sierra Nevada, Hódar et al. 2003) como al alargamiento o duplicación de los periodos de actividad de los insectos (*Ips sexdentatus*).

- El aumento del límite altitudinal del bosque, fenómeno observado en gran parte de las montañas mediterráneas, (Peñuelas & Boada 2003, Sanz-Elorza et al. 2003), que no se explica sólo por el movimiento de las isotermas asociado al calentamiento del clima, sino también por el abandono del pastoreo extensivo en áreas alpinas.

Principios de la selvicultura para la adaptación al cambio climático

La selvicultura para la adaptación frente al cambio climático debe incluir el conjunto de intervenciones cuyo objetivo sea (i) reducir la vulnerabilidad de los bosques frente a los impactos asociados a las nuevas condiciones climáticas; y (ii) potenciar la resiliencia y capacidad de adaptación de los bosques, garantizando en cualquier caso la consecución de los objetivos definidos para la gestión forestal en estos nuevos escenarios (Lindner et al. 2010, Lindner & Calama 2013). A partir de estas dos ideas generales la selvicultura para la adaptación define una serie de principios que se traducen en prácticas determinadas. A nivel nacional puede encontrarse una descripción de medidas adaptativas propuestas y aplicadas en la gestión práctica en Serrada et al. (2011) y Rodríguez-Soalleiro et al. (2009). Dentro de la bibliografía que trata los principios que promueven la adaptabilidad de los montes al cambio climático, sintetizamos los siguientes (parcialmente basados en Thompson et al. 2009, Innes et al. 2009):

Incremento de la diversidad inter e intraespecífica

La diversidad de especies trabaja en una doble vertiente: por un lado los bosques mixtos son más resistentes a las perturbaciones originadas por sequías o tormentas (Knocke et al. 2010) y son más susceptibles de recuperarse rápidamente tras el episodio catastrófico que los bosques monoespecíficos (Jactel et al. 2009). En este sentido, conviene recordar que muchas plagas forestales presentan un elevado grado de especificidad referida a la especie atacada. En este sentido, las grandes masas monoespecíficas - como es el caso de muchas repoblaciones - son más susceptibles a las plagas que las masas mixtas.

Por otro lado, una base genética y específica amplia permite una mayor capacidad adaptativa frente a alteraciones climáticas, ya que se amplía el rango de condiciones ecológicas compatibles con la presencia de una cubierta forestal. Asimismo, una alta diversidad intra- e interespecífica permite seleccionar de manera natural los individuos mejor adaptados a las nuevas condiciones. En los ambientes mediterráneos, la diversificación específica puede realizarse a distintas escalas espaciales, que abarcan desde bosquetes de poca extensión hasta las mezclas por tramos monoespecíficos de gran superficie a escala de monte.

Incremento de la diversidad estructural

Similar en concepto al principio anterior, este principio se basa en el distinto grado de susceptibilidad o vulnerabilidad que a un determinado daño biótico o abiótico tienen los distintos grupos de tamaño o edad. Las sequías y heladas tempranas o tardías pueden afectar en mayor grado a los individuos en fase de desarrollo juvenil, mientras que los vendavales y temporales de nieve afectan en mayor grado a los árboles de mayor altura (Mayer et al. 2005) sobre todo en relación con la esbeltez (definida como la relación entre la altura del árbol y su diámetro, Del Río et al. 1997). En los ecosistemas mediterráneos, la presencia de un estrato arbóreo adulto puede favorecer las condiciones de desarrollo de los individuos del sotobosque (tanto de su especie como de otras especies) mediante el conocido como efecto “nodriza” (Gómez-Aparicio et al. 2004, Pardos et al. 2007).

Incremento de la resistencia individual frente a agentes bióticos y abióticos

La selvicultura para la adaptación frente al cambio climático se fundamenta en plantear aquellas prácticas que permitan reducir la vulnerabilidad y aumentar la capacidad adaptativa de las especies forestales frente al factor de estrés más limitante, que en el caso mediterráneo es el déficit hídrico. Para ello es necesario que cada individuo alcance su mayor potencial de crecimiento y desarrollo, lo que le dotará del mayor vigor posible. De esta manera, los individuos serán menos susceptibles al ataque de patógenos

en bajos o medios niveles de infestación (cuando suelen centrarse en los pies más debilitados) y más resistentes a los episodios de sequía (Kohler et al. 2010). Este objetivo debe conseguirse reduciendo periódicamente la densidad para incrementar progresivamente la superficie de crecimiento potencialmente disponible de cada individuo. Es fundamental, por tanto, la aplicación de regímenes de claras desde edades tempranas (Gordo et al. 2009), reduciendo así la competencia por los recursos hídricos.

El incremento del vigor individual implica una reducción del volumen de la masa en pie, lo que asimismo disminuye el riesgo de daño en eventos extraordinarios o perturbaciones como el fuego. Asimismo, al incrementarse el diámetro de los árboles se reduce su esbeltez, siendo más resistentes a los daños por viento, nieve, etc.

Promover/acelerar cambios de estructuras o especies

El incremento del déficit hídrico generado por el incremento de las temperaturas y la reducción de la precipitación, que conducen a aumentos de la ETP y reducción de la productividad primaria neta, puede disminuir el vigor de los árboles, provocando fenómenos de decaimiento y/o mortalidad masiva, asociados a la interacción de la sequía y agentes patógenos (McDowell et al. 2008). Esta circunstancia puede ser especialmente crítica en aquellas áreas en las que la vegetación se encuentra en el límite de su rango de habitabilidad. Desde un punto de vista adaptativo, se debe promover el cambio de estructuras y de especies de manera proactiva, potenciando la introducción de aquellas especies y variedades mejor adaptadas a un rango futuro de condiciones. En el caso mediterráneo, algunas especies representan el último estadio de vegetación arbórea previo a la sustitución por el matorral, por lo que en el caso de que se considere necesario preservar una cubierta arbórea, podría plantearse la introducción de procedencias más resistentes a la sequía, o incluso especies alóctonas. En cualquier caso, las especies o procedencias deben seleccionarse de manera tal que garanticen una sustitución gradual antes escenarios cambiantes y no un desplazamiento de las especies / procedencias originales en escenarios actuales.

Flexibilizar, diversificar y localizar la selvicultura

La implementación de una selvicultura encaminada a la adaptación requiere una flexibilización en la programación de actuaciones. En este contexto pierden fuerza conceptos clásicos en la gestión forestal como son el turno de renovación de la masa forestal, la programación y planificación de intervenciones a medio y largo plazo, o la definición de la posibilidad maderera (volumen maderable a extraer al objeto de garantizar la máxima renta y la renovación de la masa), reforzándose la idea de aplicar una selvicultura mucho más localizada en el espacio y en el tiempo (Puettmann et al. 2009, Messier et al. 2013). Esta selvicultura debe estar basada en la intervención en el momento adecuado, de forma que se permita una rápida respuesta ante una perturbación desfavorable o un evento favorable (selvicultura de adaptación reactiva). Por otra parte debe ser lo suficientemente flexible como para poder responder a un amplio e incierto rango de condiciones climáticas futuras (selvicultura de adaptación proactiva). La finalidad de esta selvicultura será orientar a la masa a un estado compatible con un amplio rango de estados finales objetivo. A esta localización de la selvicultura debe añadirse la consideración del riesgo en la planificación, como un elemento inherente al sistema. La selvicultura debe programarse y aplicarse teniendo en cuenta aquel factor de mayor riesgo para la sostenibilidad del sistema forestal y de sus producciones y servicios derivados.

Aplicación práctica de los principios de la selvicultura para la adaptación al cambio climático

En este apartado se presentan ejemplos reales de aplicación de los principios de selvicultura para la adaptación al cambio climático a la gestión de los sistemas forestales. La mayoría se refiere a ejemplos ya implementados en la gestión práctica, en los que, además, se realiza un seguimiento experimental de los resultados, de acuerdo a los principios de la gestión adaptativa (Helms 1998).

Reducción del volumen en pie

El abandono de las prácticas agrarias tradicionales, junto con la aplicación de una selvicultura excesivamente prudente (o directamente ausente) en amplias zonas de nuestro país, ha provocado una fuerte acumulación de biomasa en las últimas décadas. Este proceso de capitalización no puede ser positivamente valorado de forma unánime, cuando ya son frecuentes los montes de la montaña mediterránea que alcanzan un volumen en pie superior a 200 – 300 m^3/ha. Estas situaciones suponen unas espesuras excesivas, que necesariamente influyen en la reducción del vigor vegetativo individual debido a la competencia por los recursos hídricos. Ello incrementa la susceptibilidad de decaimiento frente a episodios de sequía. Por otra parte, en zonas afectadas por elevada recurrencia de incendios forestales, una elevada biomasa en pie es la causa de una mayor intensidad de fuego (Mitsopoulos & Dimitrakopoulos 2007), lo que dificulta su control y extinción.

La reducción del volumen en pie debe ser aplicada de manera prudente en edades avanzadas. Los regímenes de claras deben ser lo suficientemente intensos en las primeras intervenciones, de tal forma que los individuos de la masa residual mantengan siempre un vigor vegetativo que les haga menos vulnerables a las perturbaciones. Una apertura gradual del dosel desde edades tempranas evita una puesta en luz más agresiva en rodales envejecidos, cuando los individuos tienen una menor capacidad de respuesta a la clara. Por otra parte, la desaparición del efecto protector del rodal tras la clara incrementa la susceptibilidad frente a derribos por viento.

Ejemplo 1. Aplicación de claras en pinares de *P. sylvestris* en Burgos

Las últimas revisiones de muchos proyectos de ordenación en masas naturales gestionadas de pino albar o silvestre (*Pinus sylvestris*) en el Sistema Ibérico concentran la posibilidad en las claras, reduciendo la importancia relativa de las cortas de regeneración o cortas finales

Tabla 1. Comparación del volumen de madera a extraer por tipos de corta en dos revisiones decenales del Proyecto de Ordenación, en el MUP 223 "El Pinar" de Hontoria del Pinar y el MUP 251 "La Dehesa", de Quintanar de la Sierra (ambos en la provincia de Burgos). Obsérvese el incremento programado de las cortas así como el aumento muy notable de las claras, que en ambos casos superan holgadamente a las cortas de regeneración en el decenio vigente. En el caso de las claras, la posibilidad maderera se ha multiplicado por 6 (en el caso del MUP 223) y por 10 (en el caso del MUP 251) respecto a lo programado en el decenio anterior.

TIPO DE CORTA	MUP 223 2011-2020	MUP 223 2001-2010	MUP 251 2011-2020	MUP 251 2001-2010
Regeneración (m^3)	30.123,70	46.000,00	114.384,11	115.936,00
Claras (m^3)	87.379,52	14.000,00	248.846,82	25.000,00
Entresaca (m^3)			27.208,70	
Secos (m^3)				25.000,00
TOTAL (m^3)	117.503,22	60.000,00	390.439,63	165.936,00
% Claras	74,4	23,3	63,7	15,1

(Tabla 1, Figura 1). Con estas prácticas, se mejora el vigor individual de los pies remanentes y la calidad final de los productos, generando asimismo una renta económica al propietario desde edades relativamente tempranas.

Ejemplo 2. Aplicación de clareos precoces e intensos en pinares de pino piñonero (*Pinus Pinea*) en Valladolid

La selvicultura tradicional aplicada en regenerados y repoblados densos de *P. pinea*, basada en una apertura gradual poco intensa de la masa a partir de los 20 años de edad acompañada de una poda de penetración, ha sido sustituida en la Meseta Norte (provincias de Segovia, Valladolid y Burgos) por una propuesta de selvicultura más intensiva. En esta nueva orientación se reduce la densidad desde edades tempranas (10-15 años) mediante un clareo intenso hasta valores entre 250-400 pies/ha, retrasándose en algunos casos la aplicación de la poda hasta la primera clara (Gordo et al. 2009, Figura 2).

Estos clareos precoces tienen un efecto muy positivo sobre el crecimiento radial de los pies remanentes, en especial en los meses de sequía estival más intensa (Cañellas et al. 2008, Del Río et al. 2011), habiéndose detectado además un mayor efecto de puntisecado (desecamiento y pérdida de turgencia en los brotes anuales) en años especialmente secos como 2009 en aquellas zonas no tratadas. Por último, el clareo precoz anticipa la producción de fruto, objetivo principal de la gestión de estos pinares (Aguirre 2011). La aplicación del clareo precoz y el retraso de la poda

Figura 1.

Figura 1. Clara mecanizada en pinar de *Pinus sylvestris* en la provincia de Burgos.

Fuente: Rafael Calama.

Figura 2.

Figura 2. Clareo en pinar de *Pinus pinea* a los 10 años de edad en Olmedo (Valladolid), reduciendo la densidad a 400 pies/ha y retrasando la poda. La intervención en estas edades tan tempranas ya supone una mejora en el estado fisiológico de los árboles, especialmente en los meses de sequía estival.

Fuente: Rafael Calama.

suponen un abaratamiento de los costes de la operación, que pueden ser financiadas mediante la comercialización de la biomasa (Gordo et al. 2009, Figura 3).

Ejemplo 3. Resalveos en montes bajos de *Quercus*

Los montes bajos de distintas especies de *Quercus* fueron tradicionalmente tratados mediante cortas a hecho (aquellas cortas que implican la eliminación simultánea de todos los árboles) en turnos cortos destinados a la obtención de leña. Tras la implementación del gas butano en el mundo rural, durante los años 60 y 70 del siglo pasado, la gestión en estos montes fue abandonada, habiéndose superado el turno de corta, presentando espesuras excesivas, problemas de decaimiento, reducción de producción de bellota, y ausencia de regeneración sexual (Serrada et al. 2011, Vericat et al. 2012). Estos sistemas se consideran muy vulnerables frente a fenómenos de decaimiento asociados al clima (particularmente a sequías), además de presentar unas estructuras favorables a la propagación de incendios.

Desde los principios de la selvicultura para la adaptación al cambio climático se propone aplicar resalveos (cortas en monte bajo en las que se dejan en pie algunos individuos) de moderados a fuertes, seleccionando el brote más vigoroso de cada cepa (definido como el de mayor potencialidad de crecimiento), que pueden ir acompañados de otras medidas como poda y acotado al ganado (Bravo-Fernández & Serrada, 2012). El Resalveo de *Quercus* se ha demostrado una práctica eficiente para evitar los fenómenos de estancamiento del crecimiento en años especialmente secos (Figura 4, Cotillas et al. 2009).

El actual incremento de la demanda de madera de pequeñas dimensiones que se observa en muchas zonas del país, básicamente por el desarrollo de la industria lignoenergética (biomasa), facilita estas intervenciones precoces, que se pueden realizar sin coste e incluso proporcionar una pequeña renta a la propiedad. Ejemplos de este tipo de intervención son los resalveos en monte bajo adulto de *Quercus pubescens* en Lleida (Vericat & Piqué 2012) o de *Quercus pyrenaica* en Burgos (Sevilla 2012).

Figura 3.

Figura 3. En la primera intervención en una plantación de *Pinus pinea* de 18 años en Lerma (Burgos) se han extraído unas 80 t/ha, dejando la densidad en 350 pies/ha. La comercialización de la biomasa ha financiado íntegramente la poda de la masa residual.

Fuente: Carlos García-Güemes.

Figura 4.

Figura 4. Ensayo de resalveo como medida adaptativa frente a la reducción de precipitación, instalado por el CREAF en el Bages (Barcelona). Las masas resalveadas de especies de *Quercus* experimentan mayores crecimientos y producción de fruto que las no resalveadas, especialmente en años muy secos.

Fuente: Rafael Calama.

Ejemplo 4. Aplicación de clareos en rodales muy jóvenes y limpias en regenerado post-incendio de *Pinus halepensis*

Los regenerados post-incendio en *Pinus halepensis* pueden alcanzar densidades superiores a 50,000 pies/ha. Estos regenerados de alta densidad constituyen estructuras muy vulnerables a la incidencia de nuevos fuegos y plagas, y los individuos que los componen presenten serios problemas de estancamiento en el crecimiento, decaimiento y retraso en la aparición de piñas (Figura 5). Al objeto de promover la generación de estructuras de menor riesgo, así como el crecimiento y vigor individual de los pinos y la fructificación precoz que permita reponer el banco de semillas del suelo, se están realizando clareos precoces (sobre regenerados naturales de menos de 10 años, González-Ochoa et al. 2004), areales, mecanizados y de fuerte intensidad, asumiendo la eliminación de más del 80-90% de los pies, hasta densidades en torno a 1000 – 1600 pies/ha (Espelta & Verkaik, 2007). Esta intervención se acompaña de una limpieza del matorral existente en el sotobosque. La aplicación del clareo en una edad temprana supone

además un abaratamiento de los costes de corta, al permitir el uso de motodesbrozadoras y maquinaria ligera para apertura de calles, y de eliminación de residuos.

Cortas de regeneración

En las estaciones más xéricas donde se busca la regeneración natural, cobra una gran relevancia la protección del regenerado. Pequeños cambios en las condiciones microclimáticas han hecho fracasar repetidamente regenerados naturales de *Pinus pinea* (comarcas de Nava del Rey y Viana de Cega, Valladolid), *Pinus pinaster* (Coca, Segovia) y *Pinus sylvestris* (Vilviestre del Pinar, Burgos), en zonas donde la regeneración a pleno sol era habitual. La protección de una mayor reserva de árboles adultos se hace necesaria para que el regenerado pueda instalarse. La tendencia, por tanto, será a conseguir una mayor irregularización de la masa, con una paulatina reducción de la superficie ocupada por las masas coetáneas procedentes de regeneración natural.

Ejemplo 1. Nuevas propuestas de cortas de regeneración en pinares de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* en los arenales de la Meseta Norte

La regeneración de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* en la Meseta Castellana se encuentra comprometida actualmente en aquellas estaciones de condiciones más xéricas y suelos con menor capacidad de retención de agua (Gordo et al. 2012). En el caso de *P. pinea* se han identificado como principales cuellos de botella la escasa espesura de las masas, la predación invernal de piñón por roedores y la supervivencia de plántulas durante el primer verano post-emergencia (Manso et al. 2014), a los que hay que añadir la irregularidad en las cosechas de fruto, factor ligado a variables climáticas, y susceptible de disminuir en escenarios climáticos de mayor sequía. En el caso de *P. pinaster* el factor limitante para la regeneración ha sido la elevada mortalidad estival de plántulas recién emergidas, únicamente mitigada en los rodales más espesos (Gordo et al. 2012). Para ambas especies se están aplicando unas cortas de regeneración más graduales y progresivas, priorizando la liberación del regenerado establecido, y alargando los periodos de regeneración (Figura 6), lo que en determinados casos conduciría a la irregularización de las masas.

Ejemplo 2. Nuevas propuestas de cortas de regeneración en masas de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* relacionadas con el alargamiento periodos de regeneración y la cobertura

Las masas de *P. sylvestris* en el Sistema Ibérico han sido tradicionalmente regeneradas mediante cortas a hecho en diversas variantes o mediante cortas de aclareo sucesivo uniforme (aquéllas en las que se mantiene una cobertura de arbolado adulto inicial que garantiza una fuente de semilla y una protección al regenerado). Los fracasos del regenerado observado en las estaciones más xéricas y de mayor exposición han

Figura 5.

Figura 5. Regenerado post-incendio de *Pinus halepensis* en el Bages (Barcelona), con una densidad superior a 20.000 pies/ha y síntomas de estancamiento. La aplicación de clareos muy fuertes en esta fase de desarrollo mejora el modelo de combustible, favorece el crecimiento individual y la fructificación precoz, mecanismo que garantiza la persistencia de un banco de semillas que permita la regeneración de la masa en caso de ocurrencia de un nuevo fuego.

Fuente: Rafael Calama.

Figura 6.

Figura 6. La liberación gradual del regenerado preestablecido bajo las copas de *P. pinea* se considera una medida prioritaria para favorecer la regeneración en las estaciones más xéricas.

Fuente: Rafael Calama.

orientado la selvicultura de regeneración de esta especie hacia la aplicación de cortas graduales de liberación, preferentemente por bosquetes, de manera tal que se garantice una cobertura de protección al regenerado en sus fases iniciales (Pardos et al. 2007). Las cortas a hecho deben de quedar limitadas a las mejores estaciones, independientemente de otras restricciones paisajísticas o ecológicas que se deban imponer a las mismas (Figura 7). En el caso de *Pinus nigra* la marcada vecería de la especie, unido a su temperamento tolerante y problemas asociados a la germinación han condicionado el alargamiento y flexibilización de los turnos de corta y periodos de regeneración, conduciendo las masas hacia unas estructuras semirregulares (Alejano et al. 2008).

Promoción de masas mixtas

Las masas mixtas, o con presencia significativa de especies acompañantes, presentan mayor estabilidad. La productividad forestal de la especie principal no se ve afectada por la presencia de una especie acompañante en proporciones de hasta el 20% en volumen, debido al distinto aprovechamiento de los recursos (diferente arquitectura y desarrollo de los sistemas radicales, diferencias en los periodos vegetativos,...). Esta circunstancia es particularmente notable cuando las especies que se mezclan presentan mayores diferencias desde el punto de vista ecofisiológico, como las mezclas pino-frondosa tipo *Pinus sylvestris-Fagus sylvatica, Pinus sylvestris-Quercus pyrenaica, Pinus pinaster-Quercus pyrenaica, Pinus pinea-Quercus ilex*, etc. (e.g. del Río & Sterba 2009, Condés et al. 2013).

Figura 7.

Figura 7. Las cortas a hecho en masas de *Pinus sylvestris* (izquierda) deben quedar restringidas a las zonas de mejor estación sin limitaciones de tipo paisajístico o erosivo. En el resto de estaciones se recomiendan cortas de regeneración más graduales (derecha.).

Fuente: Rafael Calama.

Ejemplo 1. Diversificación específica de pinares de *Pinus sylvestris* en Burgos

La promoción y graduación de las mezclas se consigue lógicamente mediante la aplicación de claras selectivas. No obstante, gran parte de las mezclas que se observan representan estadios inestables, en los que la dinámica natural tiende a favorecer a alguna de las especies, bien porque se ha creado un ambiente nemoral que permite la instalación de especies más exigentes (pinares de pino silvestre progresivamente invadidos por el haya, Figura 8), por el abandono de prácticas tradicionales (pinares de pino silvestre con un sotobosque de rebollo, Figura 9), bien por el incremento de xericidad en las zonas límite de distribución (pinares de pino silvestre sustituidos por pinares de pino resinero, Figura 10).

Ejemplo 2. Diversificación específica y estructural de repoblaciones en pinares mediterráneos

Las masas monoespecíficas y coetáneas, como es el caso de los pinares de repoblación, pueden presentar una alta vulnerabilidad en determinados momentos de su desarrollo, derivada del hecho de que muestran el mismo nivel de respuesta frente a un agente de daño biótico (plaga) o abiótico (tormenta, sequía). Frente a ello, estructuras de mayor heterogeneidad espacial y estructural pueden considerarse más resilientes. En gran parte de las repoblaciones realizadas con especies de pinos es fácil encontrar un abundante regenerado a la espera o subvuelo de especies de *Quercus*, especialmente en aquellas zonas con condiciones menos favorables para las coníferas. En estos casos se propone realizar cortas aclaratorias sobre el pinar, acompañadas de un resalveo sobre los individuos de *Quercus* (Arrechea 2012), la realización de plantaciones de diversificación bajo cubierta y el mantenimiento de matorrales espinosos (Cuesta et al. 2010), o incluso dejar en el monte madera y restos de cortas (Castro & Leverkus 2012) que puedan actuar como nodrizas del regenerado.

Ejemplo 3. Gestión de la composición y la competencia de masas mixtas *Pinus pinea – Juniperus - Quercus*

Un caso particular de masas mixtas lo constituyen aquellas formaciones en las que una especie ha sido considerada tradicionalmente como dominante, objetivo prioritario de la gestión, apareciendo acompañada de otras especies de un estrato inferior que en el mejor de los casos, eran ignoradas por los gestores, pudiendo llegar a ser eliminadas para evitar la competencia por los recursos. Las masas mixtas en las que el estrato arbóreo de pinar,

Figura 8.

Fuente: Carlos García-Güemes.

Figura 8. Lo que hace unas décadas era un pinar monoespecífico de *Pinus sylvestris* de excelente calidad en el MUP 243 "Ahedo o Pinar" de Neila (Burgos), se ha convertido en una masa mixta con haya debido tanto a las condiciones creadas por el pinar como al abandono de las cortas de leña. El mantenimiento de la masa mixta pasa por la ejecución de cortas por bosquetes que permitan una insolación del suelo tal que la conífera pueda regenerarse a plena luz.

Figura 9.

Fuente: Carlos García-Güemes.

Figura 9. En los acotamientos que suceden a las cortas a hecho es frecuente la mezcla de especies, como en este caso del MUP 251 "La Dehesa" de Quintanar de la Sierra (Burgos). Tras la corta a hecho se realizó un cerramiento que impidió el paso al ganado, logrando una regeneración muy abundante de *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*. Antiguamente, la primera actuación consistía en un ligero claro en los pinos y la corta de todos los rebollos. Incluso en los rodales más productivos, tiene plena justificación desde el punto de vista de la selvicultura para la adaptación el mantenimiento de una proporción significativa de la frondosa.

Figura 10.

Fuente: Carlos García-Güemes.

Figura 10. A pesar de que en las zonas de contacto entre *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster* la selvicultura tradicional ha tratado de favorecer a la primera especie por la mejor calidad de su madera, las condiciones climáticas juegan a favor de *Pinus pinaster*. En estas zonas, la selvicultura para la adaptación debe acompañar la dinámica natural de la vegetación, sin forzar la presencia de una especie que previsiblemente quedará fuera de estación en pocas décadas. (MUP 212 "El Pinar", de Canicosa de la Sierra, Burgos).

aparecía acompañado por un monte bajo de *Quercus*, generalmente muy denso y cuyo aprovechamiento ha sido abandonado, y presencia más o menos aislada de individuos de otras especies de los géneros *Juniperus* e *Ilex* constituyen ejemplos de esta tipología: *Pinus pinea-Quercus ilex-Juniperus oxycedrus* en el Sistema Central; *Pinus sylvestris* y/o *Pinus pinaster-Quercus pyrenaica-Juniperus communis* en la Sierra de Guadarrama; *Pinus pinea-Quercus faginea-Juniperus thurifera* en los páramos calizos de la Meseta Norte.

La gestión de estas masas se está orientando al mantenimiento y regeneración de todas las especies, aplicando cortas de regeneración mediante entresaca generalizada sobre el pinar, resalveo sobre el monte bajo de *Quercus* (Figura 11) y liberación de los individuos de *Juniperus*, favoreciendo el mantenimiento de un pequeño número de pinos de gran tamaño, que jugarán un papel preponderante como árboles percha necesarios para la dispersión por aves de las semillas de *Juniperus y Quercus* (Calama et al. 2012). De acuerdo al principio de complementariedad de nichos, en este tipo de masas se ha identificado una mayor productividad y menor competencia sobre la especie dominante que en las masas puras (De Dios et al. 2013).

Repoblaciones forestales

La elección de especie es el aspecto clave en los proyectos de repoblación forestal. Su determinación exige un estudio edáfico y climático, para determinar que especies y qué procedencias dentro de esas especies se adaptan mejor a los parámetros edafoclimáticos obtenidos. Pero la información climática del pasado, que es la recogida en las estaciones meteorológicas, no se corresponde con el clima de las próximas décadas, que es el clima bajo el que se va a desarrollar la masa forestal implantada. La necesaria toma en consideración de los escenarios climáticos futuros puede conducir a la elección de especies más xerófilas que las indicadas bajo las condiciones climáticas pasadas. Un segundo aspecto a considerar es la necesidad de zonificar e territorio y promover la diversidad de especies en las reforestaciones, seleccionando la especie a introducir a una escala inferior al rodal, y con criterios ecológicos (humedad, orografía, suelo). Por último, en las repoblaciones forestales debe de considerarse poner en práctica aquellas técnicas que supongan una mejor economía del recurso limitante (agua), nuevamente referido a una escala de trabajo inferior al rodal.

Figura 11.

Fuente: Rafael Calama.

Figura 11 . Resalveo de *Quercus ilex* y *Quercus faginea* en una masas mixta natural dominada por *Pinus pinea* en la provincia de Valladolid.

Ejemplo 1. Reforestaciones en la provincia de Burgos

Como muestra de los principios expuestos anteriormente, en la última década se han realizado numerosas reforestaciones bajo esta óptica de diversificación e introducción de especies mejor adaptadas. Algunos ejemplos en la provincia de Burgos podemos encontrarlos en Castrogeriz (*Pinus halepensis, Pinus pinea, Juniperus thurifera*), Quintanar de la Sierra (*Pinus pinaster*), Burgos (*Cedrus atlantica*, *Sorbus domestica*, *Juniperus thurifera*, *Pinus halepensis*), Villanueva Río-Ubierna (*Amigdalus communis*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinea*) o Las Quintanillas (*Pinus pinea*). En todos los casos, estas especies no se encuentran de manera espontánea en la zona donde se ha realizado la repoblación.

E incluso si deseamos mantener la especie o especies principales, puede ser que lo más aconsejable sea introducir procedencias más xéricas que las locales, que previsiblemente puedan quedar fuera de estación a corto plazo. No obstante, esta práctica no es consistente con lo recomendado técnicamente para la selvicultura multifuncional (Alia et al., 2005) ni en general por lo legislado por las Comunidades Autónomas.

Ejemplo 2. Selección de especies para plantaciones productivas en la cornisa cantábrica

En el caso de plantaciones productivas con especies exóticas se recomienda anticiparse al cambio usando aquellas especies y variedades adaptadas a las nuevas condiciones (FAO, 2013). En el caso de las plantaciones en estaciones con clima atlántico (Galicia, Cornisa Cantábrica) las nuevas condiciones climáticas pueden provocar que las especies actualmente utilizadas en plantaciones productivas (*Pinus radiata, Eucalyptus globulus, Pinus pinaster*) no sean las más competitivas. En este sentido se desarrolla el proyecto europeo Reinfforce (http://w3.pierroton.inra.fr/IEFC/; Euskadi Forestal, 2010), en el que se propone evaluar 32 especies a lo largo de 38 arboretos y 41 sitios de ensayos en todo el

arco atlántico europeo (Portugal, España, Francia, Reino Unido) al objeto de identificar las especies, variedades y técnicas selvícolas que optimicen la producción para cada región. El proyecto incluye a distintas administraciones públicas, entidades de propietarios e industriales de las regiones implicadas. Entre las especies evaluadas se incluyen desde las especies exóticas actualmente utilizadas (*Eucalyptus globulus*, *Pinus radiata, Pseudotsuga menziesii*), especies autóctonas atlánticas (*Quecus robur, Fagus sylvatica*) hasta especies propias del medio mediterráneo (*Pinus pinea, Ceratonia siliqua*). La evaluación se realizará en términos de crecimiento y resistencia frente a agentes bióticos y abióticos.

Ejemplo 3. Nuevas técnicas de restauración en terrenos semiáridos del SE de España

La restauración en zonas proclives a la desertificación debe orientarse a la optimización del uso del recurso limitante (agua) en todas las fases y prácticas asociadas. Entre las prácticas propuestas se plantea aplicar técnicas de estratificación del territorio de acuerdo a atributos ecológicos, uso de distintas especies y densidades de plantación de acuerdo a la zonificación anterior, mejora de la resistencia a la sequía en vivero, uso de técnicas de implantación específicas (microcuencas, distintos tubos invernadero, enmiendas orgánicas, mulch) o el empleo de maquinaria que minimice el impacto, como la retroaraña. Un ejemplo paradigmático de las técnicas anteriores lo constituye la cuenca de la Albatera en la provincia de Alicante (Vilagrosa et al. 2008), donde se ha conseguido mejorar la supervivencia de plántulas en condiciones extremas frente a técnicas tradicionales. Otras propuestas apuntan a la necesidad de plantear riegos estivales en combinación con mulch (Figura 12) como una medida para garantizar la supervivencia de plántulas en veranos muy secos (Pardos et al. 2012).

Localización y flexibilización de la gestión

La elección de un itinerario selvícola para un rodal deberá realizarse no sólo observando sus características actuales (calidad de estación, forma principal de masa, espesura, etc.) sino teniendo en cuenta las condiciones climáticas futuras que, dependiendo del caso, pueden tener una influencia decisiva en los parámetros caracterizadores del mismo. Los escenarios climáticos futuros, dentro de su nivel de incertidumbre, deben ser un elemento fundamental en el diseño de la selvicultura.

Recomendaciones para la aplicación

A lo largo del capítulo se han presentado los distintos principios fundamentales de la selvicultura para la adaptación al cambio climático, y una serie de ejemplos reales de transposición de estos principios a la práctica de la gestión forestal. La caracterización de una selvicultura para la adaptación al cambio climático de un determinado sistema forestal requiere en primer lugar del conocimiento, seguimiento y evaluación de los posibles impactos y la definición de niveles críticos de los mismos que obliguen a la puesta en práctica de las medidas. Un segundo aspecto fundamental es la definición de los objetivos de la gestión en términos de servicios ecosistémicos (tanto productivos, como protectores, ambientales, sociales…), al objeto de que la selvicultura para la adaptación al cambio a diseñar garantice la provisión de los mismos. En el diseño o adaptación de las medidas adaptativas propuestas se deben de tener en cuenta los caracteres inherentes de las especies (tolerancia a la sombra, requerimientos hídricos o nutricionales, método de dispersión de semillas, capacidad de rebrote…) y la posible respuesta de las especies a los escenarios previstos de cambio en temperaturas o régimen hídrico, Por último, cualquier propuesta de selvicultura para la adaptación debe apoyarse en una modificación de las prácticas actuales y en un monitoreo continuado del efecto de estas prácticas, de acuerdo a los principios de la gestión adaptativa.

Figura 12.

Fuente: Rafael Calama.

Figura 12. El uso del riego estival en combinación con el *mulch* ha permitido triplicar la supervivencia estival en una repoblación de 1 año de edad de *Pinus pinea* y *Quercus ilex* en San Martín de Valdeiglesias (Madrid).

Referencias bibliográficas

Aguirre M (2011) *Efecto de clareos y poda temprana en el crecimiento y la arquitectura de copa del pino piñonero*. ETSIIAA Palencia, Universidad de Valladolid

Alía R, Alba N, Agúndez D, Iglesias S (2005) *Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción*. Serie Forestal, DGB, Madrid

Arrechea E (2012) Regeneración de *Quercus ilex* en masas artificiales de *Pinus sylvestris*. En: Vericat P, Piqué M, Serrada S, editores. *Gestión Adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 164-165

Bravo-Fernández A, Serrada R (2012) Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). En: Vericat P, Piqué M, Serrada S, editores. Gestión Adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneos. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 142-145

Calama R, Pardos M, Mayoral C, Madrigal G, Sánchez-González MO (2012) Regeneración de *Pinus pinea* y *Juniperus oxycedrus* en masas mixtas piñonero – encina – enebro en los Valles del Tiétar y del Alberche (Sistema Central, España). V Reunión GT Selvicultura SECF, Madrid

Cañellas I, Bachiller A, Calama R, Madrigal G, Mutke S, Pardos M, Gordo J (2008) Effects of early silvicultural practices on Stone pine (*Pinus pinea* L.) stands. Communication oral en EFI Scientific seminar "Adaptation of Forest Landscape to Environmental Changes", Orvieto

Castro J, Leverkus AB (2012) La saca de la madera quemada perjudica la regeneración natural y asistida de especies forestales en el Parque Nacional de Sierra Nevada. En: Martínez-Ruiz C, Lario FJ, Fernández-Santos B, editores. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. SECF-AEET. pp. 27-34

Condés S, Del Río M, Sterba H (2013) Mixing effect on volume growth of *Fagus sylvatica* and *Pinus sylvestris* is modulated by stand density. *Forest Ecology and Management* 292: 86-95

Cotillas M, Sabaté S, Gracia C, Espelta JM (2009) Growth response of mixed Mediterranean oak coppices to rainfall reduction. Could selective thinning have any influence on it? *Forest Ecology and Management* 258: 1677-1683

Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértolas J, Rey-Benayas JM, Michalet R (2010) Facilitation of oak in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology* 98: 688-697

De Dios J, Pardos M, Conde M, Madrigal G, Calama R (2013) Gestión de la composición y de la densidad en pinares de *Pinus pinea* L. de la Meseta Norte, una medida adaptativa al cambio climático. XI Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre, Pamplona

Del Río M, Montero G, Ortega C (1997). Respuesta de los distintos regímenes de claras a los daños causados por la nieve en masas de *Pinus sylvestris* en el Sistema Central. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 6: 103-117

Del Río M, Sterba H (2009). Comparing volume growth in pure and mixed stands of *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica*. Annals of Forest Science 66:502

Del Río M, Aguirre M, Calama R, Madrigal G, Gordo FJ, Finat L, Álvarez D, Montero G, Mutke S (2011) Early thinning for crown expansion and drought stress reduction. AgroPine2011. International Meeting on Mediterranean stone pine for Agroforestry, Valladolid

Espelta JM, Verkaik I (2007) Effect of thinning and post-fire regeneration age on growth and reproductive traits of *Pinus halepensis* forests. *Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens* 75: 93- 97

FAO (2013). *Climate change guidelines for forest managers*. FAO Forestry Paper 172

Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar JA, Castro J, Baraza E (2004). Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138

Gordo J, Calama R, Pardos M, Bravo F, Montero G (2012). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Valladolid-INIA

Gordo J, Calama R, Rojo LI, Madrigal G, Álvarez D, Mutke S, Montero G, Finat L (2009). Experiencias de clareos en masas de *Pinus pinea* L. en la Meseta Norte. En: *Actas del 5º Congreso Forestal Español-Montes y Sociedad: Saber qué hacer.* SECF-Junta de Castilla y León

González-Ochoa AI, López-Serrano FR, de las Heras J (2004) Does post-fire forest management increase tree growth and cone production in *Pinus halepensis*? *Forest Ecology and Management* 188: 235-247

Helms JA (1998) *Dictionary of forestry*. Society of American Foresters and CABI Publishing.

Hódar JA, Castro J, Zamora R (2003) Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110:123-129

Innes J, Joyce LA, Kellomaki S, Loumann B, Ogden A, Parrotta J, Thompson I (2009). Management for adaptation. En: Seppala R, Buck A, Katila P, editores. *Adaptation of forests and people to climate change: a global assessment report*. IUFRO World Series Vol. 22: 135-169

Jactel H, Nicoll BC, Branco M, Gonzalez-Olabarria JR, Grodzki W, Långström B, Moreira F, Netherer S, Orazio C, Piou D, Santos H, Schelhaas MJ, Tojic K, Vodde F (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science* 66:701

Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J (2006) Rapid climate change related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163–2174

Knoke T, Ammer C, Stimm B, Mosandl R. (2008). Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127: 89-101

Kohler M, Nägele G, Sohn S, Bauhus J. (2010). The impact of different thinning regimes on the drought tolerance of Norway Spruce (*Picea abies*). *European Journal of Forest Research 129*: 1109-1118

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolström M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698-709

Lindner M, Calama R (2013). Climate change and the need for adaptation in Mediterranean forests. En: Lucas-Borja ME, editor. *Mediterranean Forest Management under the new context of Climate Change*. Nova Science Publishers. pp. 13-28

Manso R, Pukkala T, Pardos M, Miina J, Calama R (2014) Modelling *Pinus pinea* forest management to attain natural regeneration under present and future climatic scenarios. *Canadian Journal of Forest Reseatch* 44: 250-262

Mayer P, Brang P, Dobbertin M, Hallenbarter D, Renaud J-P, Walthert L, Zimmermann S (2005) Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science* 62:303-311

McDowell NG, Pockman W, Allen C, Breshears D, Cobb N (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb? *New Phytologist* 178: 719-739

Messier C, Puettmann K, Coates D (2013) *Managing Forests as Complex Adaptive Systems. Building Resilience to the Challenge of Global Change*. Earthscan from Routledge, Abingdon

Mitsopoulos ID, Dimitrakopoulos AP (2007) Canopy fuel characteristics and potential crown fire behavior in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) forests. *Annals of Forest Science* 64: 287-299

Pardos M, Montes F, Aranda I, Cañellas I (2007) Influence of environmental conditions on germinant survival and diversity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in central Spain. *European Journal of Forest Research* 126: 37-47

Pardos M, Calama R, Mayoral C, Madrigal G, Sánchez-González M (2012) Efecto del riego estival y del mulch orgánico en la superviviencia inicial y crecimiento de una plantación de *Pinus pinea* y *Quercus ilex* en una zona quemada. En: Martínez-Ruiz C, Lario FJ, Fernández-Santos B, editores. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. SECF-AEET. pp. 41-47

Peñuelas J, Lloret F, Montoya R (2001) Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science* 47:214–218

Peñuelas J, Boada M (2003) A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140

Puettmann KJ, Coates KD, Messeir C (2009) *A critique of silviculture. Managing for complexity.* Island Press, Washington, D.C.

Rodríguez-Soalleiro R, Calama R, García-Güemes C, Cámara, A (2009) Expected Climate Change and Options for European Silviculture. Country report, Spain. Cost Action FP-0703 ECHOES. Available: http://docs.gip-ecofor.org/public/echoes/Echoes_SpanishReport-Octobre2009.pdf

Sanz-Elorza M, Dana ED, Gonzalez A, Sobrino E (2003). Changes in the high-mountain vegetation of the central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92: 273-280

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo R, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2012) Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change* 113: 767-785

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez V (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal*. MIMARM. Available:http://www.pfcyl.es/documento/impactos-vulnerabilidad-y-adaptaci-n-al-cambio-clim-tico-en-el-sector-forestal

Sevilla F (2012) Clara en Quercus pirenaica con objetivo de mejora de la vitalidad y producción de madera de calidad a largo plazo. . En: Vericat P, Piqué M, Serrada S, editores. *Gestión Adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 156-159

Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43Vericat P, Piqué M, Serrada R. (2012) *Gestión Adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona

Vericat P, Piqué M (2012) Resalveos en monte bajo adulto de roble pubescente (*Quercus pubescens*, Willd). En: Vericat P, Piqué M, Serrada R, editores. *Gestión Adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp 150-151

Vilagrosa A, Chirino E, Bautista S, Urgeghe AA, Alloza JA, Vallejo VR (2008). Proyecto de lucha contra la desertificación: regeneración y plan de manejos de zonas semiáridas degradadas en el T.M. de La Albatera. *Cuadernos Sociedad Española Ciencias Forestales* 28:317-322

R. Zamora*, F.J. Bonet

Grupo de Ecología Terrestre, Departamento de Ecología, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada, Avda. del Mediterráneo, s/n. 18006 Granada, España

**Correo electrónico: rzamora@ugr.es*

47 Experiencias en la transferencia de conocimientos en el Parque Nacional de Sierra Nevada, en el marco del proyecto de seguimiento de Cambio Global

Resumen

Nos enfrentamos a cambios ambientales con tres atributos significativos: globales, importantes y acelerados. El reto del presente y del futuro en la gestión ambiental es la adaptación ante los impactos del cambio global. El programa de seguimiento que hemos diseñado para Sierra Nevada tiene los siguientes objetivos generales:

• Evaluar, mediante protocolos metodológicos estandarizados, el funcionamiento de los ecosistemas del Espacio Natural Sierra Nevada, sus procesos naturales y su dinámica, en un horizonte temporal de medio-largo plazo.

• Identificar los posibles efectos del cambio global en las especies, ecosistemas y recursos naturales monitoreados, proporcionando una visión de las tendencias del cambio que permita construir capacidad de adaptación.

• Diseñar mecanismos para evaluar la efectividad de las actividades de manejo llevadas a cabo en Sierra Nevada, con objeto de proponer los ajustes pertinentes para implementar un modelo de gestión adaptativa.

Introducción

Las montañas constituyen unos lugares privilegiados para llevar a cabo iniciativas de investigación, seguimiento y gestión bajo un escenario de cambio global debido a que:

- Son observatorios privilegiados de procesos remotos, a escala planetaria. Las montañas son observatorios privilegiados de la atmosfera -y de los aspectos relacionados con ella y con el clima- tales como el balance energético, la radiación UV, la deposición de partículas atmosféricas y contaminantes, gases de efecto invernadero, transporte de formas biológicas de resistencia y microorganismos, etc.

- Las montañas son privilegiados laboratorios naturales, ya que presentan gradientes altitudinales que reproducen cambios similares a los que ocurren a lo largo de los gradientes latitudinales continentales, a una escala espacial mucho menor.

- Son refugios de flora y fauna que pueden haber desaparecido de otros lugares más antropizados.

- Son escenarios muy sensibles a cambios ambientales por los frágiles equilibrios entre los componentes del sistema natural, por lo que sus ecosistemas pueden ser utilizados como sensores de detección temprana de señales de cambio.

En la Figura 1 se muestran los cambios más importantes previstos en Sierra Nevada, siendo algunos ya evidentes.

Sierra Nevada, caso de estudio: En el Parque Nacional de Sierra Nevada se ha puesto en marcha el Observatorio del Cambio Global en Sierra Nevada, un ambicioso programa auspiciado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN) y la Fundación Biodiversidad, que aúna el seguimiento de procesos ecológicos, gestión de la información, y proyectos de gestión adaptativa (Aspízua et al. 2012, Zamora & Sánchez 2010, Zamora & Bonet, 2010, Sánchez 2010) y que estrecha las colaboraciones con los proyectos de investigación en curso. En el marco del Observatorio, se ha organizado un programa de seguimiento basado en preguntas específicas sobre el funcionamiento de los sistemas naturales, o sobre

Figura 1.

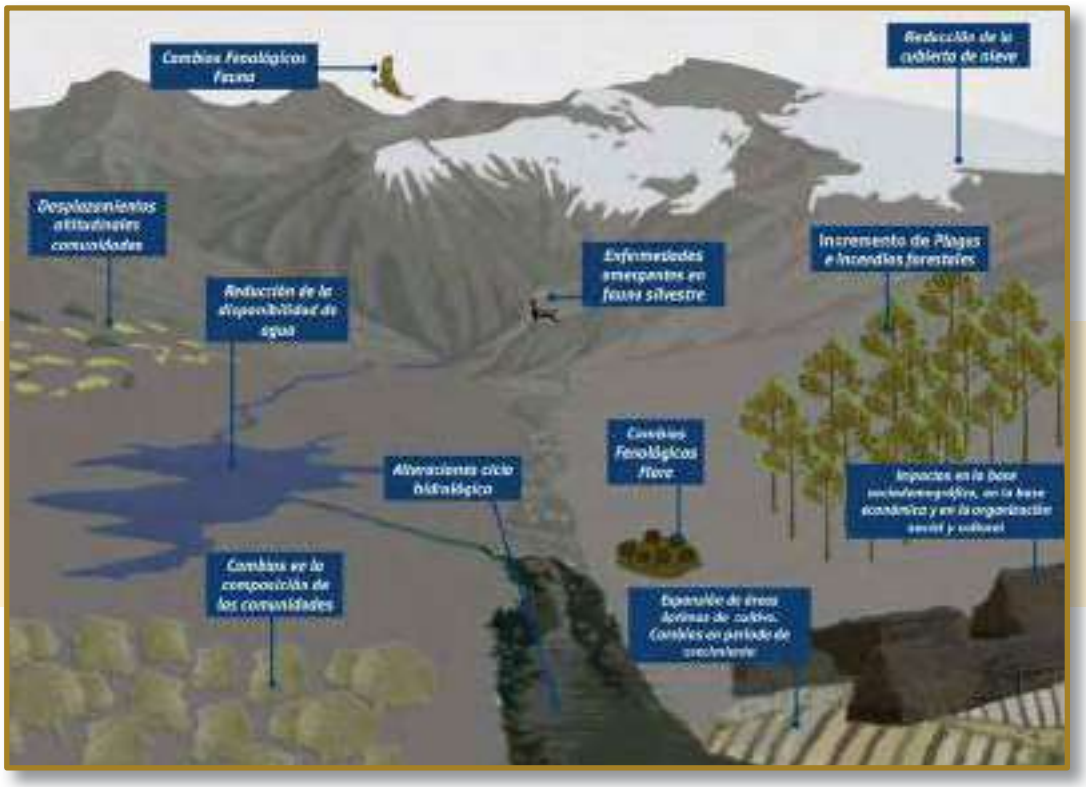


Figura 1. Principales impactos potenciales del cambio global en regiones de montaña. Los sistemas montañosos pueden ser considerados como laboratorios para evaluar los efectos del cambio global. La gran densidad de condiciones y gradientes ambientales que se dan en una superficie reducida permiten evaluar el efecto que tiene el cambio global sobre aspectos locales como la distribución de la biodiversidad o el impacto sobre los servicios ecosistémicos.

Fuente: Elaboración propia.

problemas de gestión, planteadas por los investigadores y los gestores (Lindenmayer & Likens 2009; Zamora 2010).

Una vez puesto en marcha el programa de seguimiento del observatorio, los protocolos metodológicos estandarizados y el sistema de información, los objetivos que nos marcamos, y los resultados más relevantes que estamos obteniendo son:

1 Realizar un seguimiento a largo plazo de los ecosistemas para caracterizar las tendencias generales de cambio, así como capturar fenómenos poco frecuentes, umbrales y/o posibles retrasos en las respuestas. A modo de ejemplo: hemos identificado una reducción significativa en la duración de la presencia de nieve, así como relaciones entre la fecha de retirada de la nieve y la fenología de los robledales de Sierra Nevada.

2) Generar y gestionar series temporales extensas de datos ambientales que sirvan de base para la modelización de los procesos ecológicos en diferentes escenarios. En este sentido hemos recopilado una gran cantidad de información climática procedente de unas 65 estaciones meteorológicas. Se han generado modelos climáticos espacializados de la serie temporal desde 1960 hasta la actualidad.

3) Trabajar en red con otros nodos y programas nacionales e internacionales relacionados con el seguimiento del cambio global (LTER-España, MRI, ILTER, Lifewatch, etc), con el fin de contribuir al seguimiento global de la salud del planeta, compartiendo protocolos metodológicos, instrumental para la captura de datos, proyectos de colaboración, gestión de bases de datos y experiencias de gestión adaptativa.

4) Proporcionar una infraestructura que facilite a la comunidad científica y a los equipos de gestión la investigación y el seguimiento de la salud de los ecosistemas.

5) Poner en marcha proyectos de gestión adaptativa que evalúen la idoneidad de las actuaciones de conservación y restauración bajo escenarios de cambio global, y que refuercen la capacidad de resistencia y resiliencia (i.e. capacidad de recuperar la estructura y la función después de una perturbación), así como el mantenimiento de los servicios ecosistémicos.

6) Establecer canales permanentes de colaboración y de difusión de nuestras actividades con la red de usuarios finales: administraciones públicas, instituciones responsables de la I+D+I y de la conservación de la naturaleza nacionales e internacionales, fundaciones, empresas privadas, ONGs, etc.

La situación en la que nos encontramos de cambio climático implica nuevos retos para la gestión de los ecosistemas. La gestión de los bosques es especialmente sensible a esta situación por cuanto las actuaciones presentes tienen repercusión décadas después, Los modelos climáticos predicen que durante las próximas décadas habrá tanto un incremento de las

temperaturas como una distribución irregular de las precipitaciones. Además, hay que considerar que las consecuencias de los episodios de sequía no se pueden desligar de otras perturbaciones, algunas de las cuales pueden actuar de forma sinérgica. Entre ellas podemos destacar los incendios y las plagas forestales (Hódar et al. 2013, Lloret, 2013).

Una aproximación preventiva frente a los episodios extremos de sequía es aumentar la resiliencia, o capacidad de recuperarse tras una perturbación de los ecosistemas forestales (Spittlehouse & Steward 2003). Sin embargo, ante un escenario de cambio climático inexorable, en muchos casos el incremento de la resiliencia no será suficiente y es previsible la transformación de muchos ecosistemas forestales. Ante esta situación, la alternativa sería acompañar la transformación gradual del sistema y favorecer su adaptación a las nuevas condiciones, con el objetivo de minimizar los efectos poco deseables de los cambios catastróficos (Millar et al. 2007).

¿Qué medidas preventivas se están tomando para favorecer la adaptación a los cambios?

La gestión activa de ecosistemas en un escenario de cambio climático implica desarrollar una gestión con un enfoque flexible, ya que las formas de gestión actuales pueden no servir en el futuro. Para ello, es necesario poner en marcha proyectos que evalúen la idoneidad de las nuevas y de las viejas técnicas de manejo bajo escenarios de cambio climático. Dichos proyectos son el mejor caldo de cultivo para la necesaria colaboración entre científicos, gestores y técnicos. La colaboración debe de producirse desde la fase inicial de la planificación de la actuación, y no sólo al final, como a veces ocurre en la actualidad. Desde el principio deben de plantearse las preguntas relevantes para la gestión, definir los objetivos que se espera conseguir con las actuaciones y el trabajo que van a desarrollar los diferentes actores implicados (investigadores, técnicos, agentes de medio ambiente), y concretar los aspectos metodológicos y analíticos necesarios para abordarlos, así como la dimensión espacial y temporal de las actuaciones y su seguimiento. Todas estas iniciativas de colaboración deben contar con un marco conceptual y un plan estratégico sustentado en preguntas (hipótesis) sobre el funcionamiento de los sistemas ecológicos, y sus previsibles respuestas al cambio climático.

Un aspecto crucial de los proyectos de gestión adaptativa que estamos poniendo en marcha es su carácter de demostración, para que se puedan poner en práctica también fuera de Sierra Nevada. La externalización de nuestras experiencias de gestión adaptativa a otros lugares también requiere de un intenso programa de formación de capital humano, que incluya actividades de demostración, talleres, visitas de personal técnico de otros organismos y elaboración de manuales de buenas prácticas para una mejor difusión.

Naturalización de pinares de repoblación en Sierra Nevada desde la perspectiva del cambio climático

Se han diseñado una serie de actuaciones encaminadas a mejorar tanto la estructura como el funcionamiento de los pinares de repoblación de Sierra Nevada. Estas mejoras redundarán en una mayor capacidad de estas formaciones de adaptarse a los impactos del cambio climático y de resistir dichos impactos. En definitiva, se trata de mejorar la capacidad de auto-organización de los pinares frente al cambio climático. Para ello, hemos aplicado diversos tipos de tratamientos en función de las características ecológicas y la historia de manejo de la zona (Aspízua et al. 2010).

Figura 2.

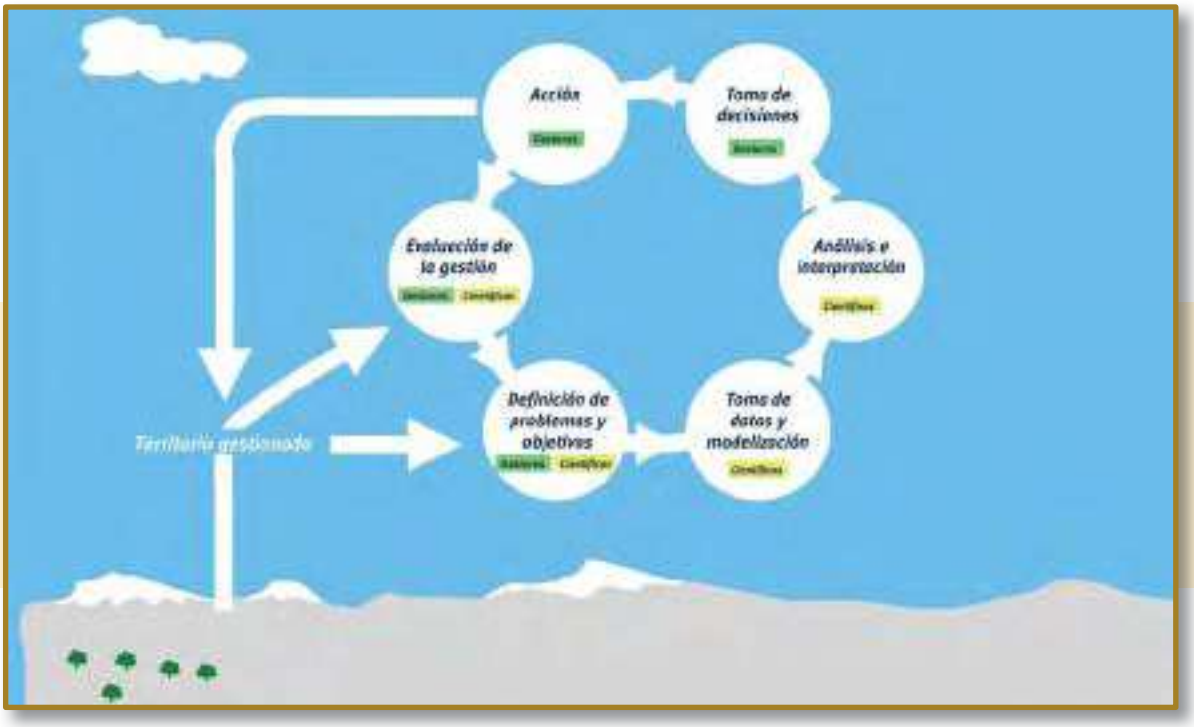


Figura 2. Modelo conceptual que muestra las distintas fases de la gestión adaptativa de los recursos naturales.

Fuente: Elaboración propia.

Figura 3.

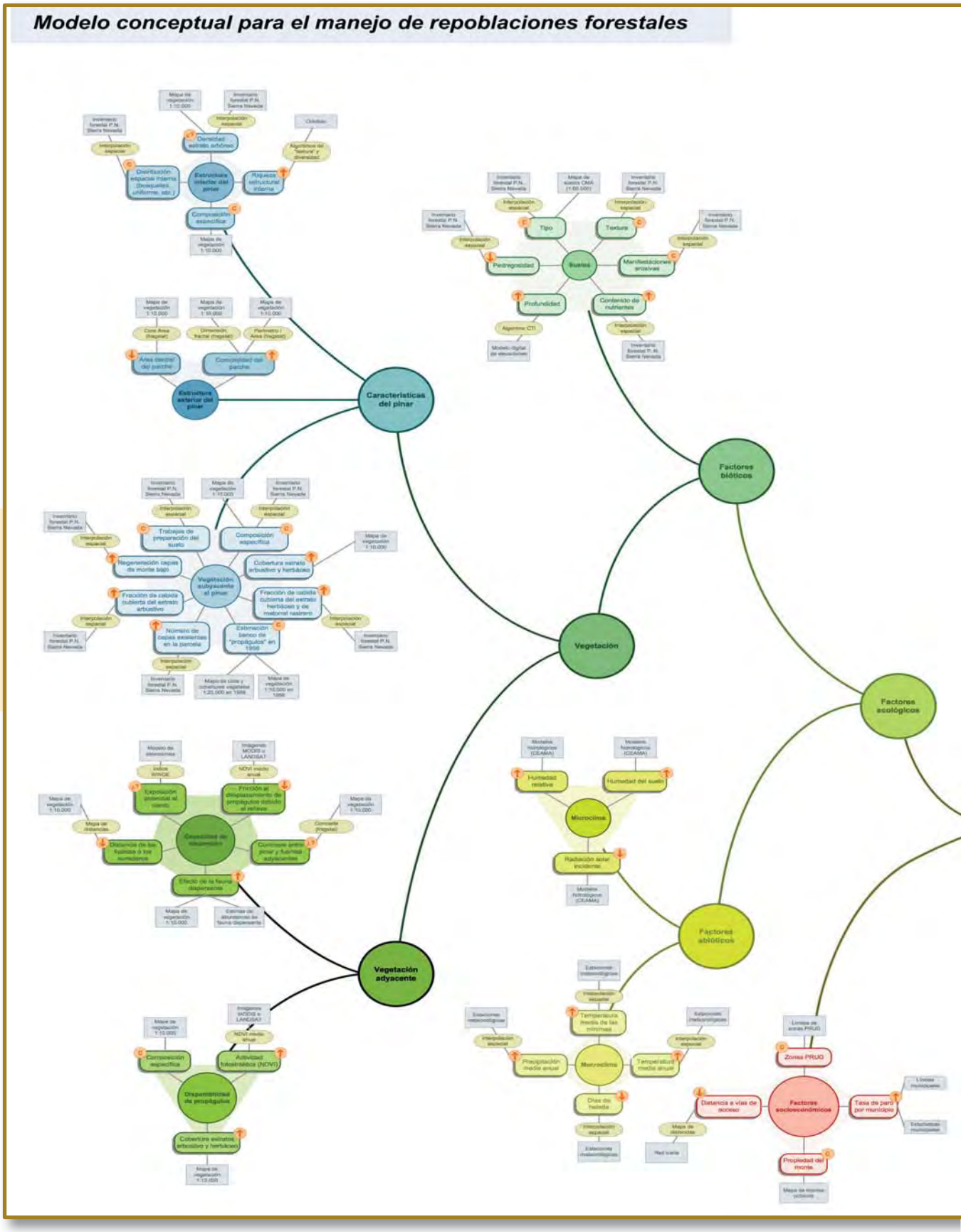
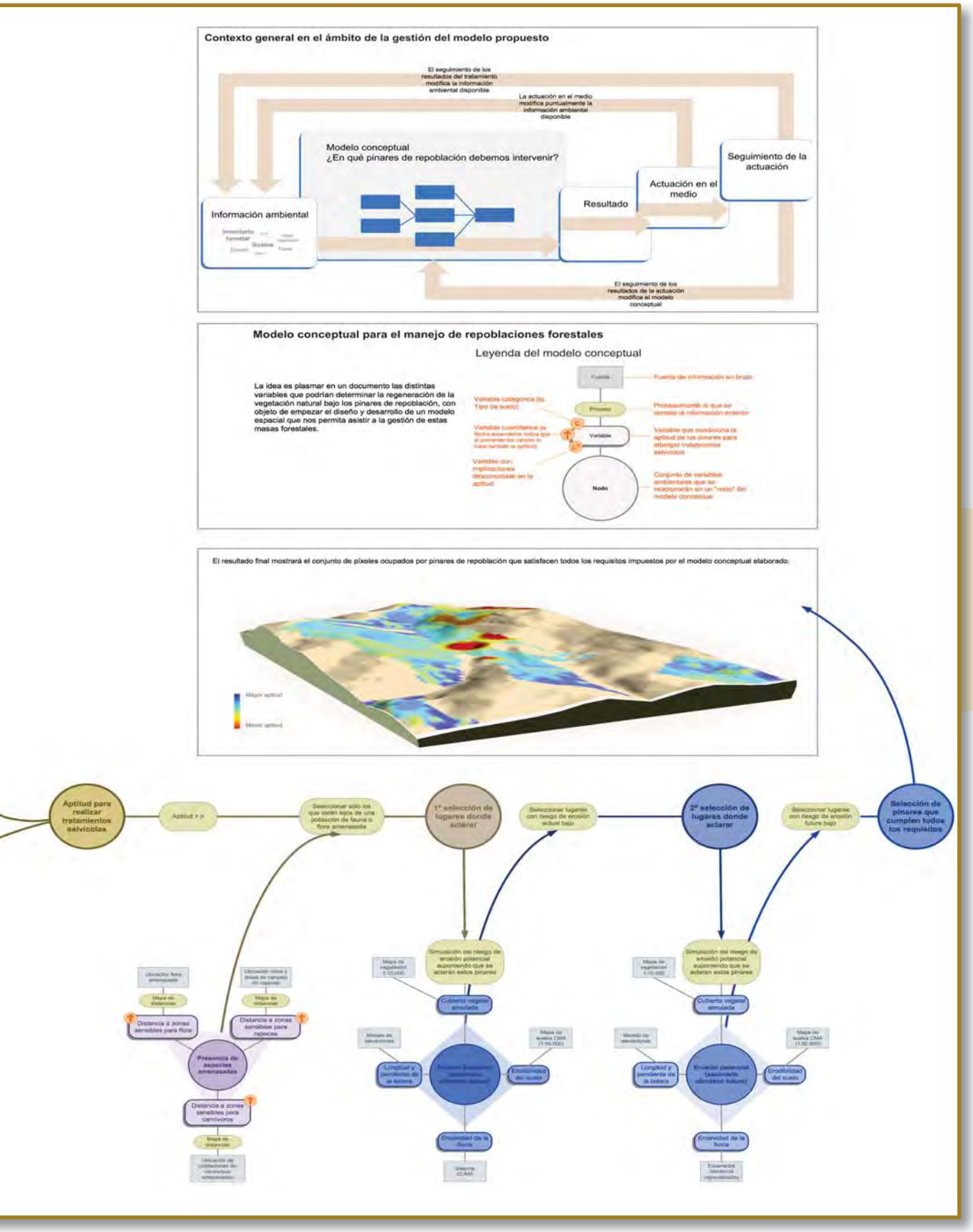


Figura 3. Modelo conceptual que muestra los elementos biofísicos más importantes a la hora de implementar protocolos de gestión adaptativa de los pinares de repoblación. En primer lugar es fundamental tener en cuenta las condiciones ambientales previas a la plantación de los pinares. El exceso de pastoreo, carboneo y los procesos erosivos justificaron las actuaciones forestales. Los usos del suelo en 1956 explican un porcentaje importante de la regeneración de las quercíneas observada en la actualidad (Navarro-González et al. 2013). En el presente es fundamental tener en cuenta los gradientes abióticos y la densidad del pinar para evaluar la ubicación de las actuaciones forestales (Gómez-Aparicio et al. 2009). También es imprescindible poner en marcha protocolos de seguimiento para evaluar los efectos ecológicos de los tratamientos realizados a lo largo de gradientes ambientales amplios (altitudinal, exposición), para valorar así los resultados en diferentes contextos ecológicos. Solo así podremos diseñar modelos de gestión predictivos, teniendo en cuenta las diferentes condiciones de partida de las masas forestales, bajo los distintos escenarios de cambio climático.



Fuente: Elaboración propia.

El proceso de naturalización implica que las plantaciones de pinos se transformen en formaciones capaces de suministrar múltiples servicios ecosistémicos a la sociedad. Así, actuando sobre una amplia superficie, se realizan aclareos en pinares de repoblación para favorecer los mecanismos de restauración pasivos (dispersión de semillas por animales, dispersión anemócora) que permitan la colonización y establecimiento exitoso de frondosas dentro de la repoblación. Tanto las claras/clareos como las repoblaciones bajo pinar se han realizado de manera tradicional en muchos pinares de repoblación. Sin embargo, hay dos aspectos operativos clave que deben conocerse con objeto de abordar proyectos de naturalización a gran escala. Por un lado desconocemos cuál es la intensidad de aclareo óptima para fomentar la regeneración bajo el dosel forestal en un escenario de cambio climático. En el contexto del programa de seguimiento del cambio global de Sierra Nevada, se han puesto en marcha diversas metodologías de seguimiento que permiten evaluar el éxito de diversas actuaciones de aclareo realizadas de manera experimental. Por otro lado, es muy importante priorizar geográficamente las actuaciones a realizar mediante algún tipo de sistema de apoyo a la toma de decisiones. Ambas cuestiones se abordan en el siguiente modelo conceptual.

Modelo conceptual para abordar el problema

Para trasladar las experiencias piloto al ámbito operacional es importante contar con un marco conceptual adecuado que recoja los aspectos clave del problema ecológico descrito. En nuestro caso hemos adoptado el concepto de gestión adaptativa (Holling, 1978). Esta aproximación se basa en la formulación de problemas y cuestiones científicas relevantes, que han de ser resueltas mediante la captura de datos en el campo y la realización de análisis ecológicos. El conocimiento obtenido es aplicado al territorio por parte de los gestores. A continuación sucede un proceso de evaluación de los resultados obtenidos (ver Figura 2).

En nuestro caso concreto la gestión adaptativa de pinares de repoblación ha de sustentarse en los siguientes aspectos:

1.- Responder a cuestiones científicas. Tanto el proceso de seguimiento de los impactos del cambio climático, como la planificación de actuaciones, deben de estar regidas por cuestiones científicas (Lindenmayer & Likens 2009). En este caso, las cuestiones científicas tienen que ver con la regeneración de especies vegetales mediterráneas en función de gradientes de variables ambientales (clima, tipo y estructura del suelo, densidad arbórea existente, etc.). Con objeto de planificar actuaciones de gestión (aclareo) teniendo en cuenta las variables ambientales anteriores, es necesario contar con fuentes de información sobre dichas variables. Así, nuestro modelo conceptual contempla la distribución espacial de variables dependientes (tasa de regeneración, fenología, fructificación, etc.) e independientes (clima, topografía, estructura del pinar, densidad, distancia a fuentes donadoras de semillas, etc.) La Figura 3 muestra las relaciones entre estas variables biofísicas y algunas funciones ecológicas clave.

2.- Planificar las actuaciones: una vez que conozcamos la respuesta a las preguntas científicas clave, será posible diseñar un sistema de apoyo a la toma de decisiones que nos permita conocer los lugares en los que es más adecuado intervenir para maximizar la regeneración bajo el pinar, especialmente en las localidades más secas. Este sistema deberá ser espacialmente explícito para obtener "mapas de gestión" que indicarán a los gestores los lugares más adecuados para realizar las actuaciones.

3.- Tras la ejecución de las actuaciones forestales en el territorio es necesario poner en marcha mecanismos de evaluación de la eficacia de dichos trabajos. Para ello se establecen parcelas de seguimiento en pinares de repoblación que han sido sometidos a distintos tipos de tratamientos con distintas intensidades. Las parcelas deberán ubicarse en alguno de los rodales afectados por cada proyecto de naturalización de pinares. Esto permitirá conocer el efecto real de las actuaciones forestales realizadas anteriormente para fomentar la resistencia y resiliencia del bosque en un escenario de cambio climático.

Referencias bibliográficas

Aspízua R, Bonet FJ, Zamora R, Sánchez FJ, Cano-Manuel FJ, Henares I (2010) El Observatorio de Cambio Global de Sierra Nevada: hacia la gestión adaptativa de los espacios naturales. *Ecosistemas* 19:000-000

Asipizua R, Barea-Azcón JM, Bonet FJ, Pérez- Luque AJ, Zamora RJ (2012) *Observatorio de cambio global Sierra Nevada: metodologías de seguimiento.* Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía

Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ, Zamora R (2009) Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19:2124-2141

González-Moreno P, Quero JL, Poorter L, Bonet FJ, Zamora R (2011) Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic and Applied Ecology* 12:251-259

Kenk G, Guehne S (2001) Management transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* 151:107-119

Hódar JA, Zamora R, Cayuela L (2012) Cambio climático y plagas: algo más que el clima. *Ecosistemas* 21:73-78

Lindenmayer DB, Likens GE (2009) Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24:482-486

Lloret F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90

Milllar CI, Stephenson NL, Scott L (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145-2151

Navarro-González I, Pérez-Luque AJ, Bonet FJ, Zamora R (2013) The weight of the past: Land-use legacies and recolonization of pine plantations by oak trees. *Ecological Applications* 23:1267-1276

Sánchez FJ (2010) El observatorio de cambio global de Sierra Nevada: nuevo enfoque en la gestión de un espacio natural protegido ante los desafíos del siglo XXI. *Boletín de la red de seguimiento del cambio global en parques nacionales* 1:14-17

Ortuño Medina F (1990) El plan para la repoblación forestal de España del año 1939. Análisis y Comentarios. *Ecología* 1:373-392

Spittlehouse DL, Stewart RB (2003) Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management* 4:1-11

Zamora R, Sánchez FJ (2009) El valor de los espacios protegidos de montaña en un escenario de cambio global. *Ecosistemas*18: 335-37

Zamora R (2010) Las áreas protegidas como Observatorios del Cambio Global. *Ecosistemas* 19:1-4

Zamora R, Bonet FJ (2010) Programa de seguimiento del cambio global en Sierra Nevada: ciencia y tecnología para la gestión adaptativa. *Boletín de la red de seguimiento del cambio global en parques nacionales* 1:18-21

J.A. Carreira[1], B. Viñegla[1], J.C. Linares[2], M.C. Blanes[1], V. Lechuga[1], J. Merino[2], V. Carraro[5], L. Taiqüi[3], R. Haro[4], J.B. López-Quintanilla[4]

[1] *Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología, Universidad de Jaén. Campus Las Lagunillas B-3, 23071 Jaén, España*

[2] *Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Universidad Pablo Olavide. Ctra. Utrera km. 1, 41002 Sevilla, España*

[3] *Faculte des Sciences, Universite Abdelmalek Essaadi-Mhannech II. 93002 Tetuán, Marruecos*

[4] *Delegación provincial de Málaga, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Avd. Mauricio Moro 2, 29006 Málaga, España*

[5] *Land, Environment, Agriculture and Forestry Dept.,Universdad de Padua. Agripolis, v.le dell'Università, 16 – 35020 Legnaro, Italia*

[*] *Correo electrónico: jafuente@ujaen.es*

48 Experiencias de manejo adaptativo derivadas de la retroalimentación investigación-gestión en los Pinsapares andaluces

Resultados clave

• El ambiente competitivo a escala de rodal explica las variaciones en el grado de decaimiento y mortalidad tras episodios de sequía en bosques basales de *Abies pinsapo*. La aplicación de tratamientos de diversificación estructural reduce su vulnerabilidad climática, mejorando el balance hídrico y de carbono de los árboles.

• Altas tasas de deposición atmosférica de nitrógeno contaminante en el pinsapar de Sierra Bermeja (cercano al área industrial del Campo de Gibraltar) han inducido desbalances nutricionales nitrógeno-fósforo, defoliación y mortalidad en los árboles. La fertilización compensatoria con P corrige esos desajustes nutricionales, revirtiendo el decaimiento.

• La catalogación del pinsapo como especie "en peligro de extinción" implicó prohibir su comercialización y cultivo viverístico. Como consecuencia, su demanda para ajardinamientos en la comarca se fue substituyendo por el híbrido *Abies* x *masjoanis* (*Abies alba* x *Abies pinsapo*). Se generó así un riesgo inédito de contaminación genética de los pinsapares naturales, que está mitigándose con el establecimiento de perímetros de resguardo, la detección/eliminación de híbridos invasores y una reforma legislativa.

Contexto

Sobre la sensibilidad del sistema

Los pinsapares (*Abies pinsapo* Boiss.) son abetales relictos por causa de un singular proceso paleobiogeográfico que los bloqueó en las montañas Béticas suroccidentales bajo condiciones actuales de fuerte sequía estival. El proceso se inició en el Mioceno-Plioceno cuando la aridificación progresiva de la cuenca Mediterránea fragmentó abetales ancestrales de amplia distribución. Los ciclos glaciares del Holoceno culminaron este proceso de especiación que ha configurado el grupo actual de nueve abetos circunmediterráneos al que pertenece el pinsapo (Linares 2011). Aunque fisionómicamente los pinsapares se asemejan a un bosque de coníferas templado-boreal, su ambiente responde al patrón típico de estacionalidad térmico-pluviométrica mediterránea. Esta circunstancia les confiere *per se* un indudable valor científico como modelo de estudio. El carácter comprimido y en cierta medida subóptimo de su hábitat en el presente sugiere que los pinsapares sean ecosistemas especialmente sensibles al cambio climático, pero también a la alteración de los ciclos de elementos (contaminación) y de los flujos biológicos (genéticos, invasiones biológicas) (Linares & Carreira 2006).

Así, nuestros estudios muestran una escasa plasticidad ecofisiológica del pinsapo frente a la variabilidad intra- e interanual en la disponibilidad de agua de su hábitat. Su patrón y fenología del crecimiento muy prefijados, cierre estomático temprano frente al estrés hídrico y umbral de potencial xilemático poco negativo, representan limitaciones al periodo vegetativo efectivo y suponen riesgos de mortalidad por cavitación y/o agotamiento de las reservas de carbono bajo las condiciones a las que se ve regularmente sometido en verano, especialmente en las zonas a menor altitud (Figura 1; Linares et al. 2012). Asimismo, la eficiencia en el uso del agua es más baja en el pinsapo, y se optimiza menos en respuesta al incremento del CO_2 atmosférico, que en otras especies forestales con las que compite como *Pinus halepensis* (Linares et al. 2011a).

Figura 1.

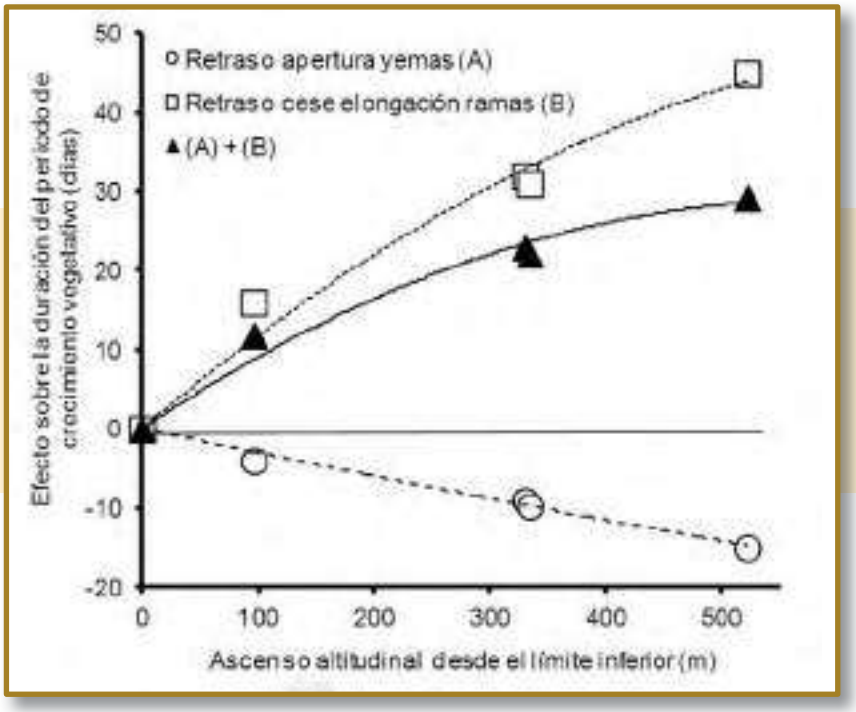


Figura 1. Anomalías fenológicas del crecimiento primario de *Abies pinsapo* en el gradiente altitudinal de la Sierra de las Nieves, Málaga (datos combinados de 2004 y 2005). Al ascender entre los límites inferior (1200 m) y superior (1750 m) de distribución del bosque, la apertura de las yemas se retrasa debido a temperaturas primaverales progresivamente menores. Considerado individualmente, este fenómeno produciría el efecto bien conocido de acortamiento del periodo de crecimiento vegetativo hacia mayor altitud (círculos, trazo discontinuo). Sin embargo, la severidad del déficit hídrico también disminuye con la altitud, lo que retrasa la fecha de cese estival de la elongación de las ramas, y produce un efecto de alargamiento del periodo de crecimiento conforme se asciende (cuadrados, trazo punteado). La combinación de ambos fenómenos resulta en un efecto neto de mayor duración del periodo vegetativo hacia mayor altitud (triángulos oscuros, trazo continuo), explicando que actualmente se observen tasas máximas de crecimiento en el límite de distribución superior.

Fuente: Elaborado a partir de Linares et al. (2012).

Por otro lado, y quizás también asociado a las particulares presiones selectivas de su hábitat, que es oligotrófico o pobre en nutrientes, el pinsapo es frugal pero igualmente poco plástico en cuanto a requerimientos nutricionales (Liétor et al. 2003). Sus acículas son excepcionalmente longevas, y el control de la abscisión es muy contingente. Así, los picos de caída de hojarasca que eventualmente se producen en episodios de intensificación de la sequía llegan a representar una alta proporción del desfronde anual (Linares 2008). En consecuencia, el pinsapo muestra una escasa capacidad de control nutricional tanto en términos de retranslocación (retirada de nutrientes de la hoja hacia otros tejidos antes de su caída; Liétor 2002), como de homeostasis estequiométrica (mantenimiento de las proporciones entre nutrientes foliares; Blanes et al. 2012). Asimismo, el pinsapo parece tener poca capacidad de respuesta genética frente a situaciones de enriquecimiento en nutrientes del medio. Comparando árboles bajo déficit o bajo exceso de nitrógeno (N), apenas observamos diferencias en la expresión de genes relacionados con su adquisición y metabolismo (Blanes 2012). En conjunto, todos estos rasgos apuntan a la vulnerabilidad del pinsapo a frente fenómenos de contaminación eutrófica.

En tercer lugar, la paleobiogeografía de los abetos circun-mediterráneos, con solapamientos entre estirpes durante eventos de expansión-introgresión desde sus refugios glaciares (Linares 2011, Alba et al. 2010), también explica la elevada facilidad de hibridación y riesgo de aparición de ejemplares fértiles entre sus especies. Un caso bien descrito es el de *Abies* x *masjoannis*, un híbrido entre *Abies pinsapo* y *Abies alba*, cuyo ejemplar más antiguo conocido data de 1910 (Parque El Retiro), y desde cuya población parental en la finca Masjoan (Tarragona) se han distribuido para jardinería y como árboles de navidad más de 200.000 ejemplares desde 1955 (Soto et al. 2004). Ello representa un peligro potencial de contaminación genética de las poblaciones naturales de pinsapo.

Capacidad adaptativa a los impactos actuales: la importancia del legado de capacidades desarrolladas frente a impactos anteriores

La materialización de todos estos riesgos es relativamente reciente. La situación verdaderamente paupérrima de los pinsapares era la existente en el siglo XIX y primera mitad del XX. Así lo reclamaron con tonos dramáticos numerosos viajeros, naturalistas y forestales, desde el propio Boissier a Ceballos, pasando por de Rojas Clemente, Chapman y Willkomm (Guzmán et al. 2013). Estas fuentes informan sobre pinsapares residuales (apenas unas 750 ha) y en franca regresión como consecuencia del pastoreo, incendios, talas, carboneo y otros usos por la población local (véase figuras 5 y 6 en Linares et al., este mismo volumen). La situación cambió a partir de la década de 1960. Sucesivas administraciones forestales (Patrimonio Forestal del Estado, ICONA, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía) han venido desarrollando un exitoso programa de conservación con adquisiciones/consorcio de Montes, vigilancia y acotamiento, prevención y lucha contra incendios, plantaciones puntuales y declaración de Espacios Naturales Protegidos, entre otras medidas (Ruiz de la Torre 1994, Álvarez 2013). Estas actuaciones, la celeridad del abandono de usos tradicionales y la concurrencia de un periodo húmedo en los 60s-70s propiciaron una espectacular regeneración y expansión territorial de los pinsapares andaluces (figuras 5 a 8 en Linares et al., en este volumen). Actualmente se han censado unas 4000 ha

con presencia de pinsapo, aproximadamente la mitad de ellas de pinsapares puros y mixtos propiamente dichos (Navarro et al. 2013).

Sin embargo, tras esa fase de expansión, en las dos últimas décadas se están observando algunos episodios de declive y elevada mortalidad (Figura 2). Estas crisis se abordaron inicialmente por la administración forestal de modo reactivo y con criterios fitopatológicos, al relacionarse con el ataque de patógenos: por ejemplo, hongos como *Armillaria mellea* a finales de los 80s en Los Reales de Sierra Bermeja, y *Heterobasidion abietinum*, junto con perforadores como *Cryphalus numidicus*, desde la sequía del 94/95 en Yunquera (Navarro et al. 2013). No obstante, dos consideraciones, una de carácter teórico y la otra observacional, nos indujeron a colaborar con los gestores para profundizar sobre los mecanismos subyacentes. Por un lado, la hipótesis del estrés múltiple (Manion 1991) establece que los fenómenos de decaimiento forestal tienen una naturaleza inherentemente multifactorial. Así, el factor biótico de *contribución* (p. ej., expansión e intensificación del ataque por patógenos) suele requerir la concurrencia de factores estructurales de *predisposición* (p. ej., genéticos, elevada competencia, mala calidad del sitio). Y frecuentemente también el precedente de factores exógenos físicos y/o químicos de *incitación* (p. ej., estrés climático, contaminación). Por otro lado, visitas de intercambio entre investigadores y forestales españoles y marroquíes evidenciaron una aparente paradoja: la problemática de decaimiento descrita en los pinsapares andaluces no se observa en los norteafricanos (Figura 3), con condiciones ambientales comparables, pese a que en ellos la protección es sólo reciente y en todo caso más laxa, persistiendo usos por parte de la población local (provisión de leña, estacas y fustes menores y ganadería extensiva).

Caso 1 (Figura 4). En el caso del pinsapar de Yunquera (Málaga), la mortalidad ha sido y sigue siendo particularmente acusada por debajo de 1300 m, donde afecta hasta a un tercio del área basal total (figura 4 en Linares et al., este volumen). La probabilidad de mayor incidencia aumentaba hacia menor altitud y en orientaciones subóptimas, y existía correlación entre el decaimiento del crecimiento radial y tendencias de aridificación regional tanto a altitudes bajas como medias (figura 3 en Linares et al., este volumen), apuntando al estrés climático como factor de incitación (Linares et al. 2009a). Pero la explicación parecía seguir siendo incompleta, al no existir la misma problemática en pinsapares marroquíes bajo condiciones climáticas y topográficas similares. Una diferencia clara entre ambas regiones es la evolución en los usos del territorio que, de hecho, explica en mayor grado que el clima la variabilidad estructural de los pinsapares (Linares et al. 2011b). En comparación con los andaluces, la diversidad de especies forestales y de clases diamétricas es cinco veces superior en los norteafricanos. En éstos perduran aprovechamientos tradicionales de baja intensidad, cuyo efecto como régimen de perturbaciones menores promueve dinámicas de apertura de huecos, regeneración y diversificación del dosel. Por su lado, en los pinsapares andaluces, partiendo de una situación muy degradada, la protección estricta y el abandono de usos propició el proceso de expansión descrito anteriormente, que vino acompañado de una densificación y homogeneización estructural en muchos de ellos (Linares et al. 2013a). Esto desemboca en los 80s en un estancamiento de las masas jóvenes, en las que no operaba el régimen natural de apertura de huecos propio de masas más heterogéneas y maduras (Linares & Carreira 2009). En definitiva, la creciente competencia a escala de rodal (una consecuencia de las medidas proteccionistas) ha de tomarse en consideración para entender la mayor

Figura 2.

Figura 2. Síntomas de decaimiento en los pinsapares andaluces. Izquierda: mortalidad tras eventos de sequía en la banda inferior de distribución altitudinal del pinsapo (*Abies pinsapo*) en la Sierra de las Nieves). Derecha: defoliación asociada a contaminación atmosférica en el pinsapar de los Reales de Sierra Bermeja.

Fuente: Fotografías de J.C. Linares (izquierda) y J.A. Carreira (derecha).

Figura 3.

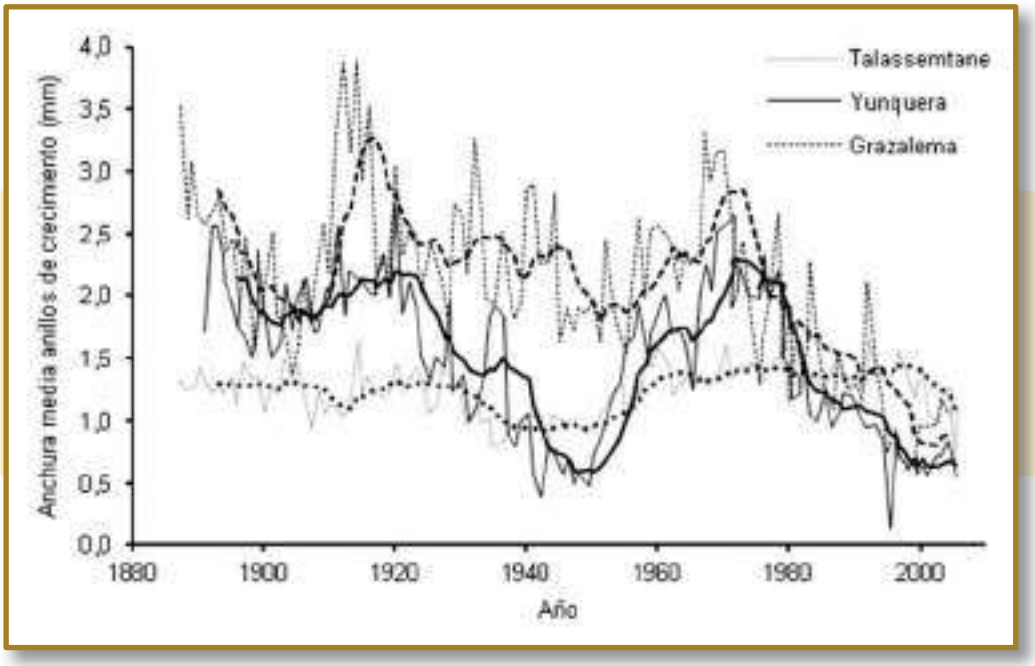


Figura 3. Comparación del crecimiento secundario (anchura de los anillos del tronco; valores anuales –líneas de trazo fino- y suavizados –trazo grueso-) en los pinsapares andaluces y marroquíes. En los primeros (Yunquera –líneas continuas- y Grazalema –líneas discontinuas-) se observa una tendencia consistente de descenso del crecimiento desde la década de los 1970s, que alcanza el mínimo en el año hidrológico 1994/95, muy seco. Esta tendencia no se observa en los pinsapares marroquíes (Parque Nacional de Talassemtane –líneas punteadas-), que muestran un crecimiento medio más estable en el tiempo.

Fuente: Elaboración propia.

vulnerabilidad del pinsapar de Yunquera a las tendencias de cambio climático (Linares et al. 2009b, Linares et al. 2010a). El ambiente competitivo de elevada intensidad actuaría como un factor de predisposición. Este estrés se mantuvo además en el tiempo, al no aliviarse ni por mecanismos naturales (autoaclareo frenado por elevada simetría/codominancia de la competencia entre árboles) ni mediante manejo (entresaca). Ello habría comprometido progresivamente el balance energético, hídrico y nutricional de los individuos, cuya capacidad adaptativa al estrés climático se vio consecuentemente limitada. De hecho, la pauta temporal de sequías y el patrón espacial de la densodependencia explican la dinámica espacio-temporal de expansión de la mortalidad en los focos de *Heterobasidion* (Linares et al. 2010b).

Caso 2 (Figura 5). En el pinsapar de Bermeja, tras los brotes de *Armillaria mellea* en los 80s, se comenzaron a apreciar a finales de los 90s síntomas leves de defoliación, especialmente en el área de cumbre, que se han intensificado más recientemente causando alguna mortalidad (Figura 2b). El estrés climático se descartó como agente (elevada pluviometría y rigor invernal leve – altitud < 1500m- en esta sierra). Pero estudios básicos sobre los ciclos de nutrientes en los pinsapares ponían de manifiesto disfunciones en el de Bermeja, indicativas de eutrofia por exceso de N (Liétor et al. 2002, Salido 2007): el suelo tiene mucho nitrato y altas tasas de nitrificación, y el ecosistema tiende a perder nitrógeno (N) con los flujos hidrológico (lixiviación, escorrentía) y gaseosos (desnitrificación). En los abetales, como así ocurre en el resto de pinsapares analizados, lo "normal" respecto al N es un ciclo cerrado con recirculación/retención intrasistema eficientes, escasa disponibilidad y carácter limitante (Vitousek & Howarth 1991). Explorando posibles fuentes del exceso de N, describimos un gradiente geográfico de deposición atmosférica de N con la distancia al área industrializada del Campo de Gibraltar. En el pinsapar de Bermeja, el más cercano, las entradas de ácido nítrico con la precipitación (lluvia, nieblas…) y la deposición seca de partículas y aerosoles se estimaron entre 8-15 kg N/ha*año. Las anomalías en su ciclo del N se relacionan, pues, con la contaminación atmosférica (Carreira et al. 2013). El fenómeno se corresponde con una "nueva" versión de lluvia ácida descrita a finales de los 80s (hipótesis de la "Saturación de N"; Nilhgard 1985, Aber et al. 1989), en la que está involucrado otro importante motor de cambio: el incremento en las emisiones antropogénicas de formas gaseosas reactivas de N (Vitousek et al. 1997, Galloway 2003). La problemática de la lluvia ácida "clásica" de los 60s-70s se había resuelto razonablemente bien con el control legislativo de las emisiones de SO_2 en los países industrializados (Hedin et al. 1987). Pero las emisiones de N_xO_y no recibieron el mismo tratamiento: su contribución era entonces minoritaria, su control más dificultoso (fuentes más difusas) y el nitrógeno era considerado un nutriente más que un contaminante. Como consecuencia, el nitrato ha ganado protagonismo frente al sulfato en la deposición atmosférica (Hedin et al. 1994, Dentener et al. 2006). Así, a la acidificación, se suma ahora un "efecto fertilización", con la paradoja de que puede derivar en deletéreo a la larga. En bosques previamente limitados por N, las entradas de este nutriente son inicialmente retenidas, acumulándose en la biomasa vegetal (incremento de producción primaria) y microbiana y, a partir de sus detritos, en la materia orgánica del suelo. Eventualmente, si la deposición es crónica, esta capacidad de retención puede llegar a saturarse, iniciándose una fase de pérdidas de N, elevada nitrificación en el suelo y sobrenutrición nitrogenada de los árboles (Aber et al. 1989). Un mecanismo que puede actuar como "gatillo", desencadenando esos efectos, es la aparición de limitación por otro nutriente, dejando entonces de serlo el N (Harrison et al. 1999, Carreira et al. 2000). Los estudios sobre la biogeoquímica de

Figura 4.

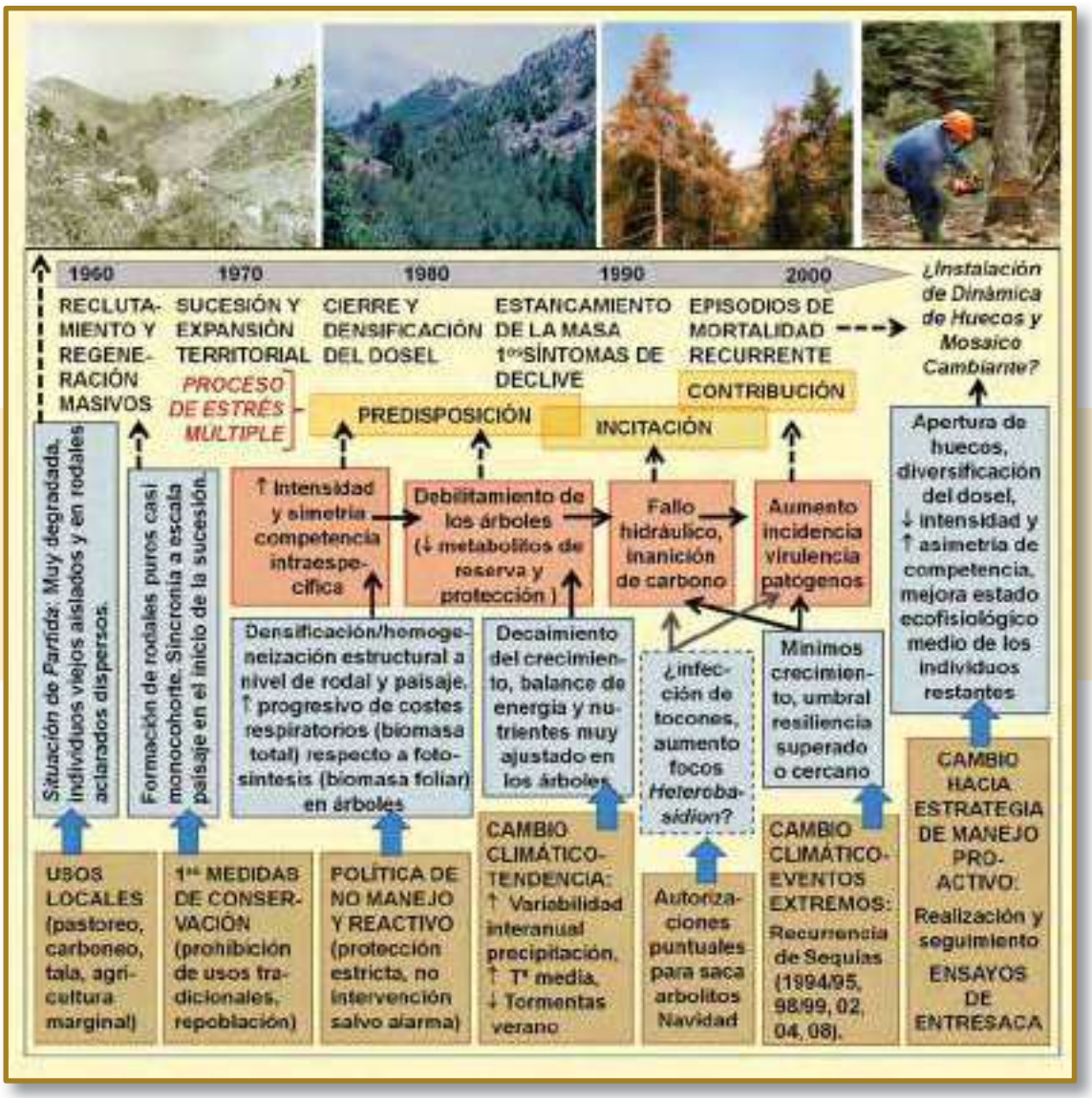


Figura 4. Representación esquemática de la propuesta de sucesión temporal de procesos que han conducido a los síntomas de declive observados en el pinsapar de Yunquera. Las cajas con borde marrón indican cambios en los usos del territorio o en las condiciones ambientales; las de color azul, los efectos de éstos que, a su vez, pueden llegar a constituirse en agentes de estrés (cajas con borde rojo).

Fuente: Elaborado a partir de Linares et al. (2013b).

los pinsapares indicaban en Sierra Bermeja anomalías adicionales a las del ciclo del N, relacionadas con el del fósforo (P) (Figura 6) (Viñegla et al. 2006, Blanes et al. 2013): niveles deficientes de P en las hojas, proliferación de raíces en micrositios ricos en P, y elevada actividad de enzimas fosfatasas (proteínas liberadas al suelo por raíces y microorganismos, capaces de romper los enlaces del fosfato con la materia orgánica). Todo indicaba que la problemática en el pinsapar de Sierra Bermeja tiene relación con la limitación por fósforo y el desbalance nutricional N/P de los arboles, inducidos por la contaminación atmosférica.

Caso 3. La estética singular del porte de *Abies pinsapo* explica la larga tradición de su uso ornamental en jardinería y como árbol de navidad. El primer antecedente se remonta a 1837 con el cultivo, en el entonces vivero más prestigioso del mundo (Vilmorin-Andrieux), de semillas de Yunquera recolectadas por el propio Boissier en su viaje tras el que sistematizó la especie. Desde entonces se ha esparcido por jardines históricos y arboretos tanto de España y el resto de Europa, como de América y Asia (Soto et al. 2004). También existen pequeñas plantaciones *ex situ* de pinsapo en Gerona, Madrid, Zaragoza, Burgos, Logroño, Soria, Granada y Málaga. Más recientemente, la declaración como Espacios Protegidos de sus enclaves principales, y campañas para su valorización como especie emblemática e identitaria, han renovado el interés por la plantación de pinsapos en parques públicos y jardines privados de las comarcas de su área de distribución natural. Además, esta zona contacta meridionalmente con la Costa del Sol, cuyo gran desarrollo turístico-residencial implica profusión de ajardinamientos. Así, la producción/comercialización de plantas de pinsapo se fue consolidando en viveros comarcales, en adición a los de titularidad de la administración forestal. Paralela- e independientemente, como medida de protección, *Abies pinsapo* fue catalogada como "en peligro de extinción" (Catálogo Andaluz de Especies de la Flora Silvestre Amenazada; Decreto 104/1994, Junta de Andalucía). Asimismo, se promulgó la Ley andaluza 8/2003 de la flora y la fauna silvestres que daba protección legal adicional a la especie. Estos desarrollos legislativos, lógicamente, establecen medidas genéricas de protección para especies

Figura 5.

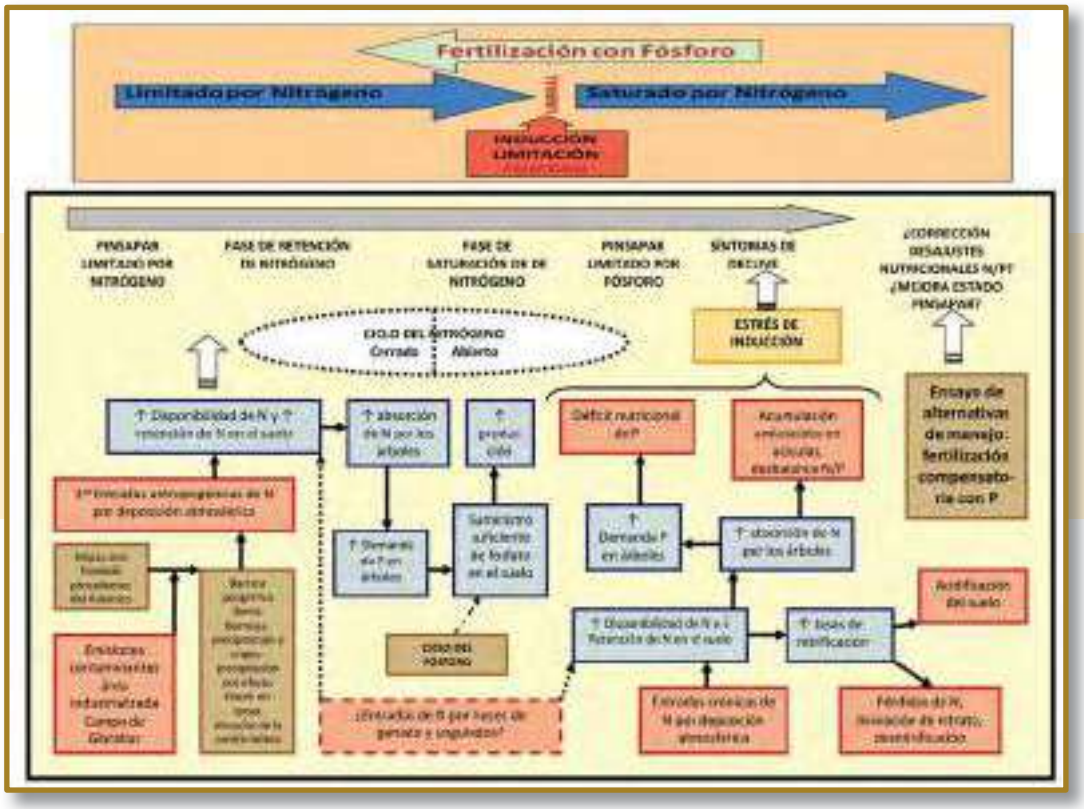


Figura 5. Representación esquemática de la propuesta de sucesión temporal de procesos que han conducido a los síntomas declive observados en el pinsapar de Los Reales de Sierra Bermeja. Las cajas con borde marrón indican cambios en los usos del territorio o en las condiciones ambientales; las de color azul, los efectos de éstos que, a su vez, pueden llegar a constituirse en agentes de estrés (cajas con borde rojo)

Fuente: Elaboración propia.

catalogadas, como la prohibición de la recolección de propágulos, el cultivo en viveros, comercio e intercambio de ejemplares. Pero la demanda de pinsapos siguió existiendo. Así, aunque su actividad viverística hubo de abandonarse, se ha ido sustituyendo por la importación de otras especies de abetos y variedades híbridas. Esto representa una amenaza potencial para el acervo genético de los pinsapares naturales andaluces, ya que el riesgo de hibridación y la aparición de ejemplares fértiles se valora como elevado (Soto et al. 2013). De nuevo, una medida de protección oportuna tiene consecuencias no intencionadas (sólo como riesgo potencial por ahora) que representan un factor de vulnerabilidad previamente inédito.

Figura 6

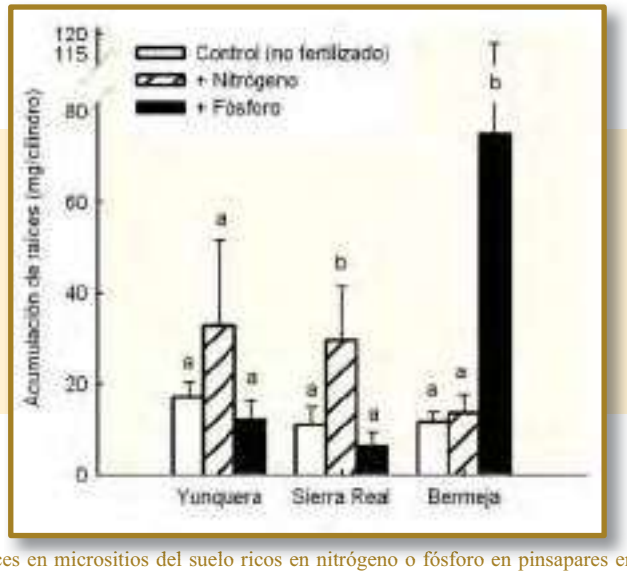


Figura 6. Acumulación de raíces en micrositios del suelo ricos en nitrógeno o fósforo en pinsapares en diferentes posiciones en el gradiente de deposición atmosférica contaminante desde el foco industrial del Campo de Gibraltar, ordenados de izquierda a derecha desde el más lejano al más cercano. Los micrositios del suelo se generaron experimentalmente, enterrando en el suelo cilindros agujereados de PVC rellenos de vermiculita fertilizada con fósforo o con nitrógeno, o sin fertilizar. Dentro de cada pinsapar, letras diferentes sobre las barras del gráfico indican que la acumulación de raíces fue significativamente mayor dentro de los cilindros fertilizados que en los no fertilizados, lo que indica limitación por el nutriente correspondiente.

Fuente: Elaborado a partir de Blanes et al. (2013b).

Adaptación

Caso 1. Manejo adaptativo del pinsapar de Yunquera al estrés climático mediante tratamientos de diversificación estructural

Como se ha expuesto anteriormente, la estructura del dosel, por su efecto sobre la competencia, constriñe la respuesta del crecimiento al clima en algunos pinsapares andaluces. Por tanto, una modificación de su estructura que reduzca la intensidad y aumente la asimetría del ambiente competitivo, podría incrementar la capacidad adaptativa del pinsapar reduciendo así su vulnerabilidad al cambio climático. Con este planteamiento, en el marco del Plan de Recuperación del Pinsapo de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), se desarrolló un ensayo de entresaca de diversificación estructural en el pinsapar de Yunquera (1200 m altitud, Puerto del Saucillo, Sierra de las Nieves). En seis rodales con dosel homogéneo y cerrado, y área basal (AB) entre 35-40 m^2/ha, se cartografiaron todos los individuos (dbh>5cm) determinándose también su estado (vigor y clase de dominancia). En entresacas convencionales, el % prefijado de reducción del AB se suele conseguir mediante la tala preferente de individuos suprimidos, intermedios y codominantes, dirigida a lograr una estructura espacial regular de la masa. En nuestro caso aplicamos dos intensidades de entresaca: reducción del 30% ó del 60% del AB inicial. Pero el juego concreto de individuos a entresacar se seleccionó como aquél que, mediante un proceso de simulación iterativo con hojas de cálculo sobre el mapa de los individuos de cada rodal, optimizaba los dos criterios siguientes: (i) maximizar la diversidad de tamaños de árboles tras la entresaca (equivalente a mantener todas las clases diamétricas, "aplanando" o haciendo más equitativo a su vez el histograma), y (ii) maximizar la heterogeneidad de la distribución espacial de los individuos restantes (matriz de huecos y pequeñas manchas variadas en densidad y clases diamétricas; Figura 7). Con estos criterios se pretendía "dirigir" la estructura y funcionamiento del dosel hacia la propia de bosques más maduros en los que la complejidad estructural se mantiene por, y da lugar a, una dinámica natural de parches y mosaico cambiante (Keeton 2006).

Los tratamientos de las dos intensidades de entresaca se efectuaron por EGMASA en diciembre 2004, sobre parcelas duplicadas de 1000 m^2, aplicando medidas para evitar la infección por esporas de *Heterobasidion* (desinfección de maquinaria, sellado de tocones con urea y cicatrizante). Desde entonces se desarrolla un programa a largo plazo de comparación entre parcelas entresacadas y control (Linares et al. 2013a, Lechuga 2013) que incluye el seguimiento de variables climáticas, la reserva de agua en el suelo, y el crecimiento y ecofisiología de los árboles (fotosíntesis, conductancia estomática, potencial xilemático, flujo de savia, reservas de carbohidratos…). Las respuestas al manejo observadas incluyen aumentos significativos del incremento anual de AB por árbol (+ 120 %, comparando periodos pre- y post-entresaca, 2000-2004 y 2005-2011 respectivamente) y del crecimiento radial medio (6.4, 9.0 y 13.1 mm en las parcelas control, entresaca del 30% y del 60% del AB, respectivamente; periodo 2005-2011; Figura 8).

Figura 7

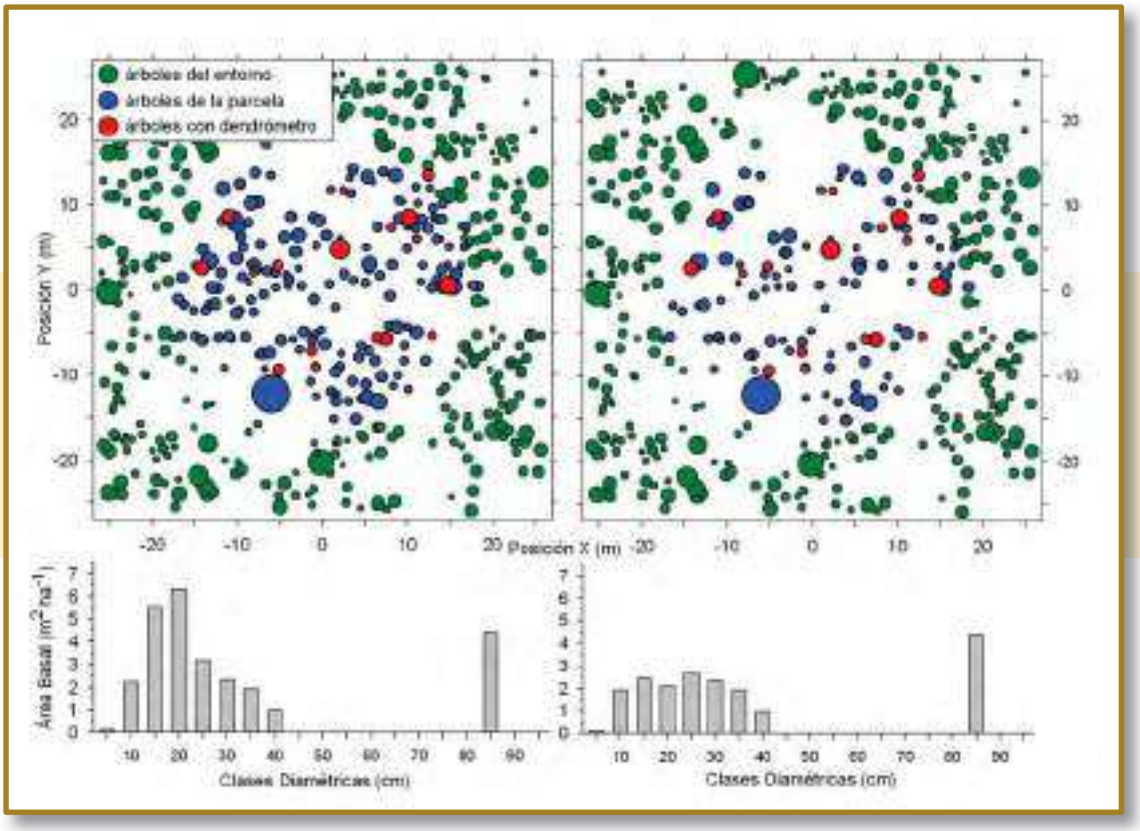


Figura 7. Estructura espacial del dosel en una de las parcelas de Yunquera en las que se aplicó una reducción del 30% del área basal, antes (izquierda) y después (derecha) del tratamiento de entresaca. Los tamaños de los círculos son proporcionales al tamaño de los árboles.

Fuente: Lechuga (2013).

Figura 8

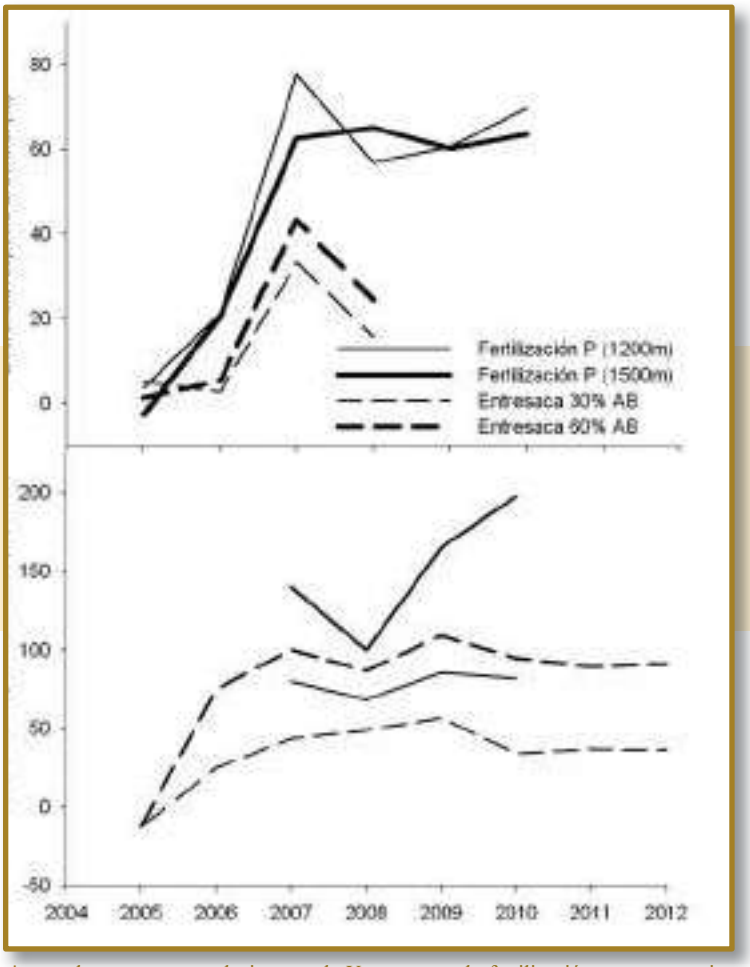


Figura 8. Efecto de los tratamientos de entresaca en el pinsapar de Yunquera, y de fertilización compensatoria con fósforo en el pinsapar de Sierra Bermeja, sobre el crecimiento primario (elongación de ramas, gráfica superior) y el crecimiento secundario (engrosamiento del tronco, gráfica inferior). Se representa el % que representa la diferencia de crecimiento en las parcelas tratadas en comparación con las parcelas control, expresada como % respecto al crecimiento en éstas últimas ((tratamientos – control)/control)*100). En todos los casos el efecto positivo de los tratamientos fue significativo desde el año 2006.

Fuente: Elaborado a partir de Blanes (2010) y Lechuga (2013).

También se han obtenido indicios de una menor vulnerabilidad al estrés climático en los árboles de las parcelas entresacadas, cuyo balance hídrico y energético ha mejorado en comparación con los de las parcelas densas. El momento de cierre estomático se retrasa y se alcanzan potenciales xilemáticos más negativos en verano. La concentración de carbohidratos no estructurales en sus hojas y ramas es más alta al inicio de primavera (y esta reserva energética se consumen en mayor grado durante el periodo de crecimiento). Y mantienen flujos de savia más altos tanto en primavera (+14%) como verano (+43%) cuando el déficit de vapor de la atmósfera sobrepasa los 11 hPa y la demanda de agua comienza a ser elevada (Figura 9).

Resulta particularmente interesante que, cuando se compara el consumo de agua per cápita con el grado de agotamiento de su reserva en el suelo al final del verano, el efecto de la entresaca resulta mayor del esperado si simplemente "cada árbol toca a más agua porque hay menos árboles" (Figura 10). Así, la humedad residual en el suelo al final del verano tiende a ser menor en las parcelas entresacadas, y el incremento en el consumo de agua por unidad de AB que permanece en ellas es desproporcionado respecto al porcentaje de reducción del AB aplicado. Un árbol de 16 cm dbh viene a consumir durante el verano unos 400 litros de agua en las parcelas entresacadas, frente a sólo 185 litros si está en una parcela densa. Estos resultados indican un incremento, no sólo de la eficacia, sino también de la eficiencia de los árboles en la explotación del recurso hídrico del suelo, como consecuencia del tratamiento selvícola. Posiblemente, esto se relacione con el hecho de que los tratamientos no sólo disminuyeron la competencia por el agua, sino también por la luz. La mejora del ambiente lumínico en las parcelas entresacadas parece tener un efecto sinérgico sobre la capacidad de explotación del agua del suelo por los árboles. Esta hipótesis está siendo actualmente investigada (proyecto MICIN CGL2010-18976) mediante el sombreo con andamiajes de árboles en las parcelas entresacadas (Figura 11). Se puede así evaluar el comportamiento de árboles bajo el ambiente lumínico propio de parcelas densas, pero con el descenso en el nivel de competencia por el agua propio de las parcelas entresacadas. Esperamos que ello contribuya a optimizar el protocolo de manejo de diversificación estructural de los pinsapares.

Caso 2. Manejo adaptativo del pinsapar de Bermeja al estrés contaminante mediante fertilización compensatoria

Como ya se comentó, los síntomas de decaimiento en el pinsapar de Bermeja se relacionan con un estado de limitación por P y desbalances nutricionales N/P en los árboles, inducidos por entradas atmosféricas contaminantes. En base a ello, en este pinsapar se ha realizado un ensayo de fertilización compensatoria con P, también dentro del Plan de Recuperación del Pinsapo. El

Figura 9

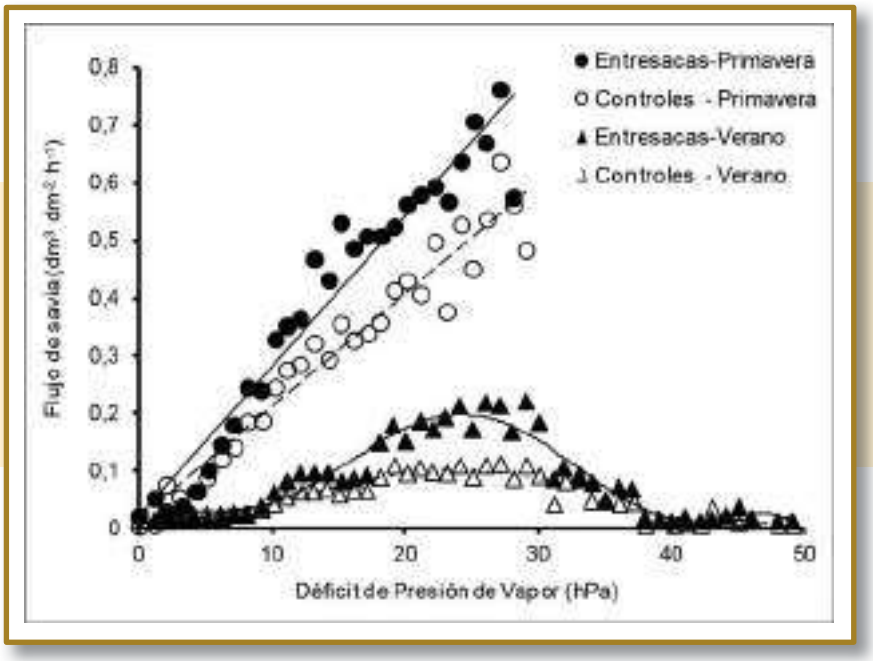


Figura 9. Efecto del déficit de presión de vapor del aire (eje de abcisas) sobre el flujo de savia (eje de ordenadas) en árboles de parcelas tratadas con entresaca de diversificación estructural (símbolos oscuros) o en parcelas control (símbolos claros), en primavera (círculos) y en verano (triángulos).

Fuente: Elaboración propia.

objetivo era diseñar un protocolo contrastado de manejo paliativo, aplicable en caso de verificarse un avance de su estado de saturación de N (Blanes 2010). El ensayo se realizó en parcelas triplicadas de 400-500 m^2, tanto en la franja altitudinal superior (1500 m) como inferior (1200 m) de este pinsapar, añadiendo un total de 144 kg/ha de superfosfato triple granulado (46% P_2O_5), en cuatro aplicaciones sucesivas (octubre 2005, mayo y octubre 2006, octubre 2007). El cálculo de las dosis se basó en pruebas de laboratorio para determinar la capacidad de fijación de fosfato (muy alta) de los suelos serpentinícos de este pinsapar. Como en el caso anterior, también se desarrolla un programa de seguimiento a largo plazo de las respuestas al tratamiento de fertilización (Carreira et al. 2013, Blanes 2010, Blanes et al. 2012, Blanes et al. 2013a y 2013b). Asociado al incremento en la disponibilidad de P en el suelo se han observado aumentos en superficie foliar, la producción y el crecimiento de los

Figura 10

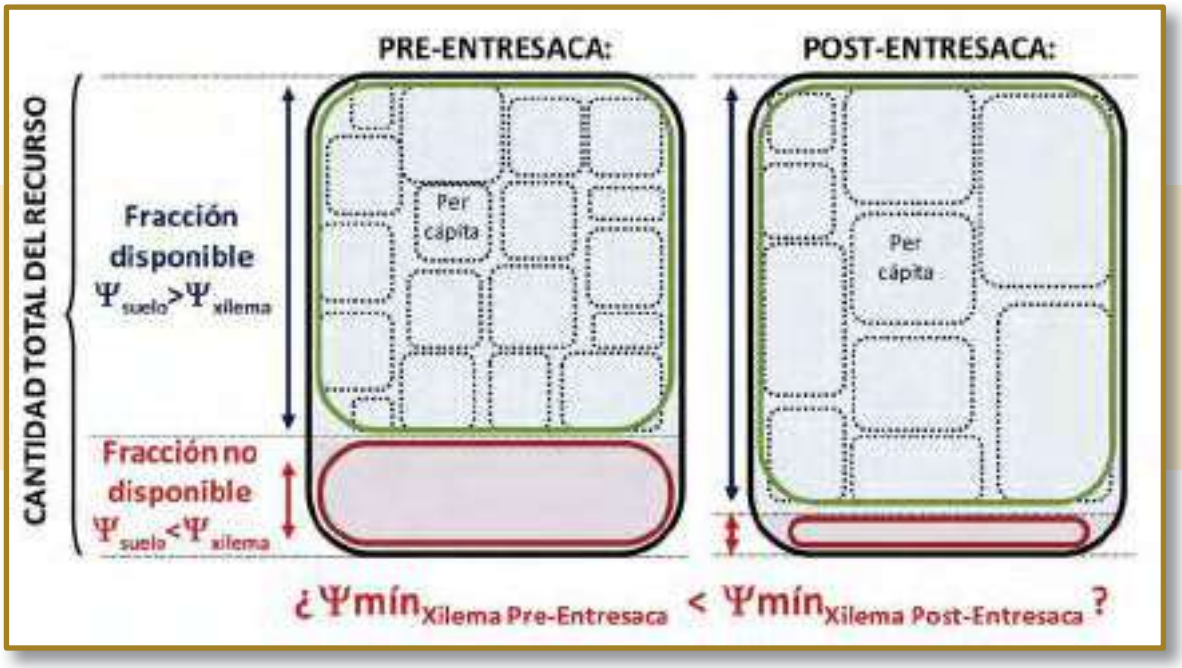


Figura 10. Interpretación del efecto desproporcionado del ensayo de entresaca sobre el consumo de agua de los árboles. En parcelas densas y homogéneas, el ambiente lumínico es pobre, el cierre estomático estival es más temprano y la tensión máxima que llegan a aplicar los árboles para succionar agua no es tan alta (potencial hídrico del xilema -Ψxilema- menos negativo). La mejora de la señal lumínica que perciben los árboles en las parcelas entresacadas los hace menos conservativos en el uso del agua: retarda el cierre estomático estival y forzaría potenciales xilemáticos más negativos. Esto permitiría a los árboles acceder a una fracción del agua del suelo que no llega a usarse en las parcelas control, al estar retenida en la matriz edáfica con un potencial hídrico -Ψsuelo- más negativo que la succión máxima que estos árboles pueden ejercer.

Fuente: Elaboración propia.

Figura 11

Figura 11. Experimento en campo de sombreo de árboles en las parcelas entresacadas, con el que se pretende probar la hipótesis expresada en la Figura 10.

Fuente: Elaboración propia.

árboles (crecimiento radial acumulado hasta 2010 un 233% superior que en parcelas control; Figura 8), y un ajuste del desbalance nutricional con fuertes reducciones en las relaciones N/P y C/P de las acículas hasta los valores normales de la especie. Por otro lado, también se observan mejoras en los síntomas de saturación de N a nivel de ecosistema, como descensos en la actividad fosfatasa del suelo y raíces, y en la lixiviación de nitrato. Como muestra un experimento de marcaje *in situ* con ^{15}N y exclusión de raíces, la fertilización compensatoria recupera la capacidad de retención de N del ecosistema, que pasa del 38-61% según la altitud en parcelas control, al 59-96% en las fertilizadas, como consecuencia de la mejora nutricional en los árboles (Figura 12). Como posibles efectos adversos, cuyo alcance se está valorando, cabe mencionar una reducción significativa de la diversidad de la comunidad de ectomicorrizas del suelo, y de la ramificación de las raíces aunque no de su % de micorrización. El programa de monitorización se mantiene en la actualidad, aun con menor intensidad, al objeto de verificar el carácter transitorio o no de los efectos descritos y la posible aparición de efectos indeseados a más largo plazo. En todo caso, se cuenta con un protocolo de manejo ensayado para el caso de agudización de síntomas y si no disminuyeran suficientemente en el futuro las entradas contaminantes mediante el control de sus fuentes.

Caso 3. Medidas preventivas de resguardo genético de masas naturales de Abies pinsapo

La prohibición del comercio de plantas de pinsapo a raíz de su catalogación como "en peligro de extinción" tuvo la contrapartida, como se comentó anteriormente, de la llegada en número importante a los viveros de la zona rondeña, es decir, a la zona de distribución natural del pinsapo, de ejemplares del híbrido *Abies* x *masjoanis* (*Abies alba* x *Abies pinsapo*) procedentes de producciones catalanas. Aunque por el momento no se han detectado individuos naturalizados, existe un peligro potencial de contaminación genética dado que el nuevo híbrido produce piñas estériles y fértiles. Entre las medidas adoptadas y programadas para tratar este riesgo se incluyen la elaboración de una guía para la fácil identificación diagnóstica de los distintos tipos del híbrido (Soto et al. 2013), facilitándose así la labor de los agentes forestales en la detección y eliminación, en su caso, de híbridos invasores. También se pretende declarar áreas de preservación genética de 20 km de radio alrededor de los pinsapares malagueños y gaditanos, de las que se eliminen progresivamente los híbridos que existan. Asimismo, la Consejería de Medio Ambiente está promoviendo cambios legislativos y colaboraciones con los viveristas. Se persigue evitar la comercialización de plantones cuyo origen genético pueda suponer un riesgo para las poblaciones naturales de pinsapo, facilitar acciones de cultivo y comercialización de pinsapo autóctono (en los términos del artículo 28 Ley 8/2003 en tanto no haya cambio normativo), e implantar huertos semilleros que incluyan toda la variabilidad genética detectada en la especie, con el objeto de producir semillas autóctonas.

Recomendaciones para su aplicación. Reflexión final.

En este capítulo hemos presentado nuestras experiencias en el manejo adaptativo (*sensu* Holling

Figura 12

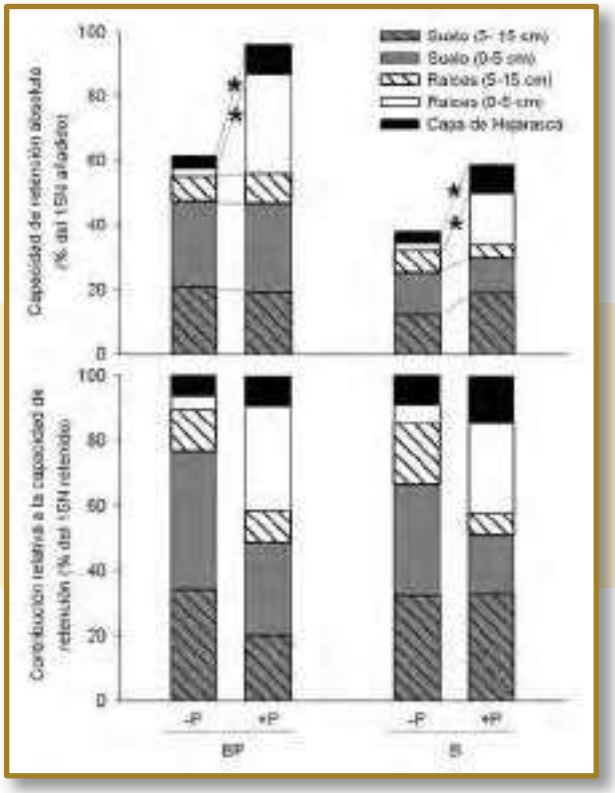


Figura 12. Cambios en la capacidad del ecosistema para retener nitrógeno como consecuencia de la fertilización compensatoria en el pinsapar de Sierra Bermeja. Se muestra, en términos absolutos y relativos, la cantidad del ^{15}N añadido antes del inicio del periodo vegetativo que es posible recuperar después de cinco meses (verano), bien por su retención en la capa de hojarasca y en el suelo (contribución de microorganismos y procesos geoquímicos), o bien por su absorción por las raíces y acumulación en biomasa vegetal. Los asteriscos indican efectos significativos ($P<0.05$) del tratamiento de fertilización. Símbolos: -P, parcelas control no fertilizadas; +P, parcelas fertilizadas con fósforo; BP, parcelas a 1200 m altitud, B, parcelas a 1400 m.

Fuente: Elaborado a partir de Blanes et al. (2012).

1978) de los bosques de *Abies pinsapo*, endémicos del Sur de la península ibérica. Aun tratándose de bosques muy particulares y con escasa significación territorial, consideramos que su casuística porta una representatividad y valor pedagógico excepcionales, que la hacen directamente extrapolable al contexto general de la gestión forestal en un mundo cambiante. Los tres casos expuestos son heterogéneos respecto a los motores de cambio (usos territoriales, estrés climático, contaminación atmosférica, invasiones biológicas) y las respuestas o riesgos involucrados (ecofisiológicas, poblacionales, biogeoquímicas, genéticos). Sin embargo, resulta ilustrativo que comparten un mismo tipo de secuencia histórica con paradoja final. En todos ellos se acotó el problema de origen local, se acumuló voluntad administrativa suficiente, se aplicaron consistentemente medidas oportunas, y se obtuvieron éxitos. Pero después, también en todos ellos, sorpresivamente, han aflorado dinámicas de riesgo que exigen un replanteamiento radical. A la larga, las soluciones iniciales generaron sinergias con nuevos agentes de estrés, ahora de carácter más global, cuyos efectos se han visto amplificados. En el escenario actual de mayor incertidumbre, ya no sirven las reglas de manejo prefijadas… y la lección enseña que tampoco un re-diseño que prefije otras nuevas. La estrategia para el futuro ha de ser necesariamente adaptativa.

Estas experiencias tienen también mucho que ver con el marco que suministran algunas medidas legislativas y programas o planes. La catalogación de *Abies pinsapo* como "en peligro de extinción" (Decreto 104/1994 de la Junta de Andalucía) obliga a la Consejería de Medio Ambiente a desarrollar programas/proyectos de actuación (el tercero está vigente) y a establecer un Plan de Recuperación de la especie (aprobado por Acuerdo 18/01/2011 del Consejo de Gobierno). Esto ha propiciado relaciones entre científicos de una docena de universidades y centros de investigación, la administración forestal y agentes locales. Aunque mantenidas ya por más de una década, la interacción ha sido más informal que reglada, incluso intermitentemente laxa aunque con reuniones al menos anuales, al vaivén de quehaceres y presupuesto. Sin embargo, como reconocemos las partes, está contribuyendo netamente al desarrollo de una gestión más adaptativa de los pinsapares. Los investigadores percibimos que los gestores van sustituyendo concepciones idealizadas del "equilibrio de la Naturaleza", por las de concurrencia necesaria de un régimen apropiado de perturbación para la estabilidad dinámica de los sistemas complejos (Chapin et al. 1996). Así, no resulta casual que ensayos de manejo pro-activo para la adaptación del bosque a los motores de cambio vayan reemplazando estrategias previas de proteccionismo estricto y actuaciones básicamente reactivas ("no tocar, salvo que aparezcan problemas"). Por nuestro lado, los gestores percibimos que los científicos obtienen el valor añadido de nuevos retos y oportunidades de investigación, tanto básica como aplicada, en un ecosistema singular. Así, aunque la cobertura presupuestaria por la administración forestal haya sido ocasional, los investigadores pueden abordar, con sus fuentes de financiación habitual, nuevas hipótesis cuyo contraste les sería imposible sin la coyuntura de los montajes experimentales en campo que el manejo provee. Por eso, pese a ser adaptativos, sigue habiendo una regla prefijada, el compromiso de retroalimentación permanente de conocimientos, experiencias y necesidades entre gestores e investigadores.

Material suplementario

Plan de Recuperación del Pinsapo:

Dirección Web:
http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=9073b2c42f207310VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnextchannel=c47b6cbc15e77310VgnVCM2000000624e50aRCRD

Publicación en el Boletín Oficial de la Junta de Andalucía (BOJA):
http://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/25/1

Monografía "Los Pinsapares en Andalucía (*Abies pinsapo* Boiss.): Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI". López-Quintanilla J (coordinador); Navarro RM, Carreira JA, Coca M y Rodríguez C (editores científicos). Servicio de publicaciones de la Universidad de Córdoba, y Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 576 pp. ISBN 978-84-9927-137-8 / 978-84-92807-74-1.

Acrónimos

AB: Area basal (m^2/ha), superficie que suman las secciones transversales, a 1.3 m sobre el suelo, de los troncos de los árboles en un rodal, respecto a la superficie del mismo.

dbh: Diámetro del tronco a 1,3 m sobre el suelo.

N: Nitrógeno

P: Fósforo

Referencias bibliográficas

Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM (1989) Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *Bioscience* 39:378-386

Alba F, López JA, Benito B, Linares JC, Nieto D, López L (2010) Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: a phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distribution* 16:214-228

Álvarez MA (2013) Repoblaciones y trabajos de regeneración en el pinsapar de la Sierra de la Sierra de las Nieves. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los Pinsapares en Andalucía (*Abies pinsapo *Boiss.): Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía-Universidad de Córdoba. pp. 150-157

Blanes MC (2010) *Alternativas de Manejo de los síntomas de Saturación de N en bosques de Abies pinsapo (Boiss.): Respuestas a la fertilización compensatoria con P.* Tesis Doctoral, Universidad de Jaén

Blanes MC, Emmett BA, Viñegla B, Carreira JA (2012) Alleviation of P limitation makes tree roots competitive for N against microbes in a N-saturated forest: a test through P fertilization and 15N labelling in Abies pinsapo stands. *Soil Biology and Biochemistry* 48:51-59

Blanes MC, Viñegla B, Merino JA, Carreira JA (2013a) Nutritional status of *Abies pinsapo* forests along a nitrogen deposition gradient: do C/N/P stoichiometric shifts modify photosynthetic nutrient use efficiency? *Oecologia* 171:797-808

Blanes MC, Viñegla B, Salido MT, Carreira JA (2013b) Coupled soil-availability and tree-limitation nutritional shifts induced by N deposition: insights from N to P relationships in *Abies pinsapo* forests. *Plant and Soil* 366:67-81

Carreira JA, García R, Liétor J, Harrison AF (2000) Changes in soil phosphatase activity and P transformation rates induced by acid mist-application of N- and S- containing acid-mist to a forest canopy. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1857-1865

Carreira JA, Salido MT, Torres P, Blanes MC, Viñegla B, García R (2013) Efectos de la contaminación atmosférica en los Pinsapares de Andalucía. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los pinsapares (*Abies pinsapo *Boiss.) en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía y Universidad de Córdoba. pp. 375-387

Chapin FS, Torn MS, Tateno M (1996) Principles of ecosystem sustainability. *The American Naturalist* 148:1016-1037

Dentener F, Drevet J, Lamarque I at al. (2006) Nitrogen and sulphur deposition on regional and global scale: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20, GB4003, doi:10.1029/2005GB002672

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ (2003) The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53:341-356

Guzmán JR, Catalina MA, Navarro RM, López-Quintanilla J, Sánchez-Salguero R (2013) Los paisajes del pinsapo a través del tiempo. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los Pinsapares en Andalucía (*Abies pinsapo *Boiss.): Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía-Universidad de Córdoba. pp. 111-149.

Harrison AF, Carreira JA, Poskitt JM, Robertson SMC, Smith R, Hall J, Hornung M, Lindley DK (1999) Impacts of acidifying pollutant inputs on forest canopy condition in the U.K.: possible role of P limitations. *Forestry* 72:367-377

Hedin LO, Likens GE, Bormann FH (1987) Decrease in precipitation acidity resulting from decreased SO_4 concentration. *Nature* 325:244-246

Holling CS (1978) *Adaptive Environmental Assessment and Management*, Blackburn Press

Keeton W (2006) Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235:129-142

Lechuga V (2013) *Modulación denso-dependiente del uso del agua y relaciones crecimiento-clima en árboles con estrategia de evitación de la sequía: un test sobre* Abies pinsapo *Boiss.* Trabajo Tutelado de Iniciación a la Investigación, Universidad de Jaén

Liétor J (2002) *Patrones de disponibilidad y limitación por nutrientes como indicadores de estado en masas de pinsapar (*Abies pinsapo *Boiss.)*. Tesis Doctoral, Universidad de Jaén

Liétor J, García R, Viñegla B, Ochoa V, Linares JC, Hinojosa B, Salido MT, Carreira JA (2002) Variabilidad biogeoquímica en masas de pinsapar: efecto de la litología y el estado sucesional. *Ecología* 16:45-57

Liétor J, Linares JC, Martín JM, García R, Carreira JA (2003) Relaciones suelo-planta en bosques de pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss.): disponibilidad de nutrientes y estatus nutricional. *Acta Botánica Malacitana* 28:89-104

Linares JC, Carreira JA (2006) El pinsapo, abeto endémico andaluz. O, ¿Qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas* 15:171-191

Linares JC (2008) *Efectos del Cambio Global sobre la Dinámica Poblacional y la Ecofisiología de bosques relictos de* Abies pinsapo *Boiss.* Tesis Doctoral, Universidad de Jaén

Linares JC, Carreira JA (2009) Temperate-like stand dynamics in relict Mediterranean-fir (*Abies pinsapo*, Boiss.) forests from Southern Spain. *Annals of Forest Science* 66:610- 620

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2009a) Interacting effects of climate and forest-cover changes on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18:485-497

Linares JC, Delgado A, Camarero JJ, Merino JA, Carreira JA (2009b) Competition and drought limit the response of water-use efficiency to rising atmospheric CO_2 in the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Oecologia* 161:611-624

Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA (2010a) Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir Abies pinsapo. *Journal of Ecology* 98:592-603

Linares JC, Camarero JJ, Bowker MA, Ochoa V, Carreira JA (2010b) Stand-structural effects on *Heterobasidion abietinum*-related mortality following drought events in *Abies pinsapo*. *Oecologia* 164:1107-1119

Linares JC (2011) Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: the roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography* 38:619-630

Linares JC, Delgado A, Carreira JA (2011a) Climatic trends and different drought adaptive capacity and vulnerability in a mixed *Abies pinsapo-Pinus halepensis* forest. *Climatic Change* 105:67-90

Linares JC, Carreira JA, Ochoa V (2011b) Human impacts drive forest structure and diversity. Insights from Mediterranean mountain forests dominated by *Abies pinsapo*. *European Journal of Forest Research* 130:533- 542

Linares JC, Covelo F, Carreira JA, Merino JA (2012) Phenological and water-use patterns underlying maximum growing season length at the highest elevations: implications under climate change. *Tree Physiology* 32:161-170

Linares JC, Camarero JJ, Delgado A, Carreira JA (2013a) Efectos de los cambios de clima y usos del territorio sobre la dinámica y el crecimiento de los bosques de *Abies pinsapo* en las últimas décadas. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los pinsapares (*Abies pinsapo *Boiss.) en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía y Universidad de Córdoba. pp 401-412

Linares JC, Ochoa MV, Carreira JA (2013b) Efecto de entresacas de diversificación estructural. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los pinsapares (*Abies pinsapo *Boiss.) en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía y Universidad de Córdoba. pp. 465-479

Manion PD (1991) *Tree Disease Concepts*, 2nd ed. Prentice-Hall, New Jersey. pp. 416

Navarro RM, López-Quintanilla J, Blanco O, Sánchez-Salguero R, Guzman JR, Calzado C, Lara A (2013) Distribución actual y potencial de pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss.). En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los Pinsapares en Andalucía (*Abies pinsapo *Boiss.): Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI.* Junta de Andalucía-Universidad de Córdoba. pp. 159-186

Nihlgard B (1985) The ammonium hypothesis - An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14:2-8

Ruiz de la Torre J, García JI, Oria JA, Cobos JM, Neva JC, Navarro RM, Catalina MA, López-Quintanilla J, Álvarez MA, Arista M, Talavera S, Herrera J (1994). *Gestión y conservación de los pinsapares andaluces*. Asociación Forestal Andaluza, Cádiz. pp. 102

Salido MT (2007) *Evaluación del estado de saturación de nitrógeno en masas de pinsapar (*Abies pinsapo *Boiss.) en un gradiente geográfico del sur de la Península Ibérica: patrones de entrada, circulación interna y salida de nitrógeno en el ecosistema.* Tesis doctoral, Universidad de Jaén

Soto D, García JI, Pérez E (2004) Descripción del híbrido *Abies* x *masjoannis*. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13:347-356

Soto D, García JI, Pérez E (2013) Identificación rápida de *Abies* x *masjoannis* y resguardo genético de los pinsapares. En: López-Quintanilla J, Navarro RM, Carreira JA, Coca M, Rodríguez C, editores. *Los pinsapares (*Abies pinsapo *Boiss.) en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI. Junta de Andalucía y Universidad de Córdoba.* pp. 455-458

Vitousek PM, Howarth RW (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13:87-115

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens G, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-750

Viñegla B, García R, Ochoa V, Liétor J, Carreira JA (2006) Soil phosphorus availability and transformation rates in relictic pinsapo-fir forests from southern Spain. *Biogeochemistry* 78:151-172

E. Arrechea

Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Zaragoza
Correo electrónico: earrechea@aragon.es

49 Los efectos de las intervenciones selvícolas en las masas de monte bajo de *Quercus pyrenaica* en los montes públicos de la Sierra del Moncayo en Aragón

Resultados clave

• Los fenómenos de decaimiento observados en los montes bajos de *Quercus pyrenaica* en las últimas décadas se han relacionado con el abandono de las prácticas selvícolas tradicionales. En circunstancias de sequía estival este decaimiento se agrava hasta suponer el marchitamiento precoz de muchos individuos de la masa.

• La conservación de estas masas forestales, incluidas entre los Hábitat de Interés Comunitario, implica la ejecución de cortas de mejora encuadradas en el concepto genérico de "resalveos".

• La mejora observada en el estado de estas masas tras las intervenciones incluye un aumento de su crecimiento de hasta tres veces al cabo de cuatro años y que aún resulta evidente diecisiete años después. Esta respuesta conlleva una mayor resistencia al estrés hídrico, aspecto fundamental que debe tenerse en cuenta en un escenario de cambio climático, ya que los modelos ecológicos actuales predicen una alta mortalidad para este tipo de bosques que actualmente están cercanos a su límite de tolerancia ambiental.

Contexto

Los montes bajos (masas forestales cuyos individuos son todos de la misma edad y provienen de rebrote de cepa o raíz y no de semilla) han supuesto durante siglos la principal fuente de energía en amplias zonas de nuestro territorio. En los macizos silíceos del interior de la península ibérica, el rebollo o melojo (*Quercus pyrenaica*) era una de las especies aprovechadas con este método de beneficio, tal vez desde comienzos del neolítico, tanto quemando directamente su leña como transformándola en carbón vegetal. La implantación generalizada de la electricidad y de los combustibles fósiles durante la segunda mitad del siglo XX supuso la lenta disminución del interés por los productos de estos montes y el abandono de las cortas de regeneración tradicionales.

Las cortas consistían en el apeo de todos los pies (cortas "a hecho" o "a matarrasa") en una superficie delimitada cada año (tranzón). En muchos de los montes públicos del Sistema Ibérico aragonés esta superficie de corta se dividía a su vez en "sestras" o "suertes" que correspondían a distintas familias del pueblo. Los turnos eran cortos, pero no abusivos, y oscilaban entre los 20 y los 40 años. En muchos casos se establecía una corta (aclareo) a mitad de turno que proveía a los vecinos de leñas finas y tras la cual se permitía el acceso del ganado al monte, lo que tenía el doble propósito de controlar el rebrote de raíz y fertilizar el suelo, mejorando el crecimiento de la masa que llegaba a final de turno. Los rebollares así tratados mantenían el vigor hasta final de turno, aunque apenas llegaban a producir fruto. Sólo unos pocos ejemplares se respetaban turno tras turno por ejercer funciones de mojón entre tranzones o sestras o en los linderos de zonas de cultivo.

Al abandonarse las cortas descritas, la masa coetánea de pies de rebollo sigue creciendo hasta que la competencia por los recursos tróficos y el agua producen el inicio del decaimiento de la masa, con la aparición de copas secas, empezando en las peores localizaciones y coincidiendo con periodos de sequía.

En el caso de que se cumplan las previsiones de cambio climático que apuntan a mayores temperaturas y a la disminución de las precipitaciones estivales, estas masas forestales corren peligro de entrar en un proceso irreversible de degradación.

Estos fenómenos de decaimiento por competencia son comunes a todas las especies forestales, pero en el monte bajo de Rebollo tienen especial relevancia por la anatomía de la madera de esta especie, que presenta poros en anillo. En este tipo de madera existen una "madera de primavera", con vasos grandes por donde circula la mayor parte del flujo de savia, y una "madera de verano", con vasos finos que transportan poca savia pero son menos vulnerables a la cavitación ante situaciones de tensión producidos por el frío o el estrés hídrico (Corcuera et al. 2007). La madera de verano es más "cara" en términos energéticos y son necesarios más recursos para producirla debido a la gran cantidad de elementos estructurales que la forman, como se aprecia en la Figura 1. Cuando el árbol confronta escasez de recursos deja de producir este tipo de madera, resultando más sensible ante heladas o escasez de agua, y se produce el puntisecado de las copas. La homogeneidad que existe en el rebollar facilita que el decaimiento afecte a gran número de pies, llegando a paralizarse el crecimiento.

Figura 1.

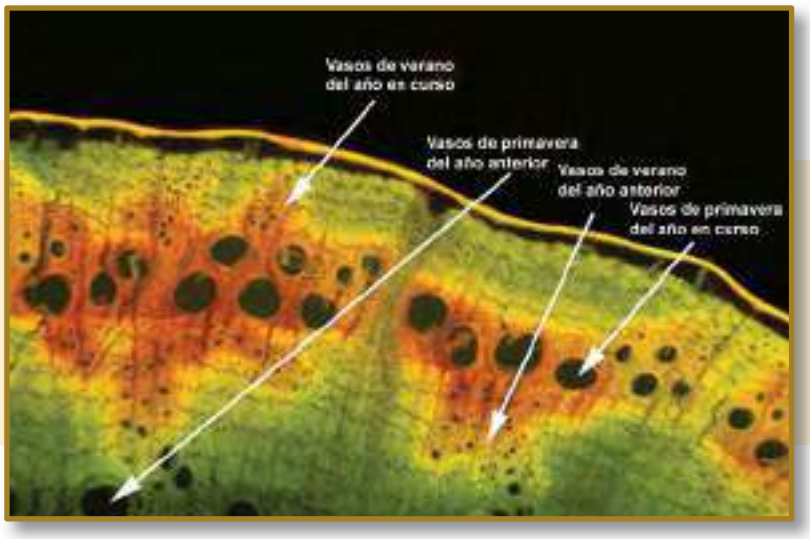


Figura 1. Madera de primavera y de verano en *Quercus pyrenaica.*

Fuente: Gil-Pelegrín, comunicación personal.

En los tratamientos tradicionales, el inicio del puntisecado señalaba el momento de la corta de regeneración, ya que el estancamiento del crecimiento producía la pérdida de la productividad de la masa y, además, la poca madera que el tronco almacenaba era más hueca y, por tanto, menos valiosa como leña o para producir carbón.

El resalveo consiste en la corta de pies de la masa de monte bajo dejando en pie un número determinado de brotes o "Resalvos" para su desarrollo posterior, siendo este número mayor o menor según los objetivos de la masa forestal tratada (Vericat et al. 2012). Al disminuir la competencia, se ponen más recursos a disposición de los rebollos que se dejan en pie. De este modo, como se ve en la Figura 2, pueden volver a producir madera de verano aumentando el crecimiento diamétrico (Roig et al. 2007) y, lo que es también importante, la resistencia a las heladas y a la sequía. Además, los pies resalveados comienzan la producción de bellota, casi inexistente previamente.

Figura 2.

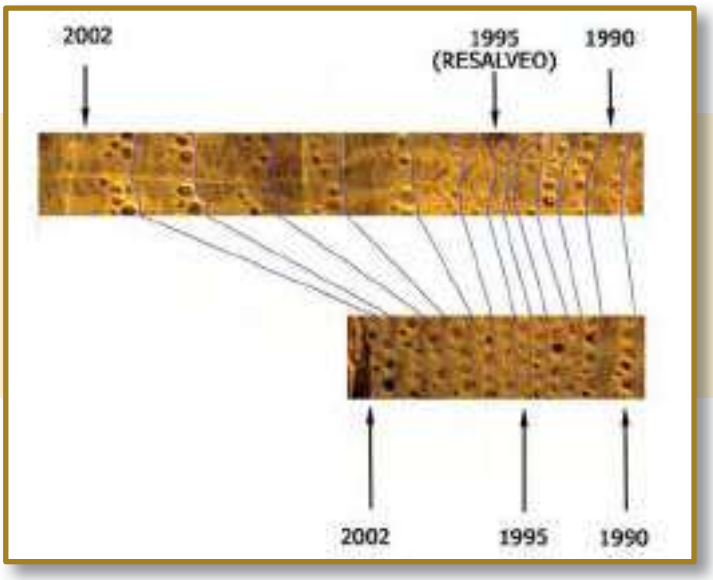


Figura 2. Efecto del resalveo en el crecimiento radial de Quercus pyrenaica. La muestra suporior corresponde a un resalvo de una clara ejecutada en 1995 y la inferior corresponde a un testigo de una zona no aclarada. Se aprecia el incremento de la madera de verano y, consecuentemente, del crecimiento anual.

Fuente: Gil-Pelegrín, comunicación personal.

Uno de los aspectos más importantes a controlar es la intensidad de la corta o, como consecuencia, la densidad final resalveada. Esta variable debe ajustarse en toda corta de mejora en función de la calidad de estación, generalmente reflejada por el binomio altura/edad. Sin embargo, para el resalveo del rebollar ha de tenerse en cuenta la capacidad de rebrote de raíz y de emisión de brotes epicórmicos de esta especie (Serrada & Bravo 2012).

En los rebollares provenientes de antiguas cortas a hecho se han realizado diversos tratamientos con objetivos muy variados: disminución del riesgo de incendios, mejora ganadera, mejora del paisaje, producción de leñas o incluso madera, etc. En general, se aplican resalveos que buscan la conversión a monte alto o, al menos, medio, pero la incertidumbre de alcanzarlos hace que se considere un éxito el alcanzar un fustal sobre cepa con "aspecto" de monte alto. También se pueden citar resalveos de conversión de monte bajo a monte alto y medio, conversión a dehesas, cortas a hecho en uno o varios tiempos, tratamientos de monte medio regular y otras combinaciones de cortas y mejoras (García 2007).

Hoy en día, la consideración de los rebollares como parte del H*á*bitat 9230 "Robledales de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*" según la Directiva 92/43/CEE obliga a gestionarlos de forma que "se mejore su estado de conservación", al menos en las masas que se encuentren dentro de los Lugares de Importancia Comunitaria y Zonas de Especial Conservación que hayan designado nuestras administraciones, tal y como establece la legislación española forestal y de conservación de la naturaleza (Cantero 2007).

Para el Hábitat 9230, el estado de conservación favorable se alcanza cuando la masa forestal presenta una estructura madura, con alta diversidad específica, presencia significativa de árboles gruesos, distribución de edades de tipo irregular, presencia de madera muerta gruesa, crecimiento de masa positivo y buen estado fitosanitario. Aunque para llegar a este estado nuestros montes bajos de rebollo necesitan mucho tiempo, el resalveo se muestra como una opción viable para devolverles el vigor necesario para crecer y envejecer saludablemente con posibilidades de defensa ante un clima más adverso y evitar retornar una y otra vez al estado juvenil al que los devuelven las cortas a matarrasa (Serrada & Bravo 2012).

Adaptación

Tratamientos selvícolas aplicados

La base de todos los tratamientos selvícolas para *Quercus pyrenaica* que se ejecutan hoy en día en los montes públicos del Moncayo aragonés es la ejecución de resalveos, pero según las distintas situaciones en las que se encuentren las masas y el objetivo prioritario para su gestión se aplican tres tratamientos distintos: Resalveos de conversión a monte alto, Resalveos de conversión a monte medio regular y Resalveos de conversión a monte adehesado.

El primero de ellos se aplica en los rebollares incluidos en el Parque Natural del Moncayo ya que, con la situación de conocimiento actual, es el modelo de tratamiento que puede llevar a la masa a un estado de conservación favorable en menor tiempo.

Los rebollares que se encuentran fuera del Parque se resalvean para su conversión en monte medio en caso de que el Ayuntamiento propietario del monte demande leñas vecinales, haya fácil acceso y no exista presión ganadera sobre la masa. En caso de que sí exista dicha presión (sobre todo en zonas que sirven de nexo entre las superficies agrícolas y el bosque) se opta por un resalveo destinado al adehesamiento de la masa.

Conversión a Monte Alto

Se denomina "Monte Alto" a la masa forestal cuyos individuos provienen de reproducción sexual (semilla). El objetivo principal de la conversión es la mejora del estado de conservación del hábitat de

Figura 3.

Figura 3. Ovejas y cabras pastando en un rodal en conversi*ón a monte alto*, doce años después de la primera corta de resalveo.

Fuente: Enrique Arrechea.

interés comunitario 9230 mediante la revigorización del rebollar. El primer tratamiento sobre la masa de monte bajo envejecida consiste en una clara por lo bajo sobre los rebollos, respetando los pies más gruesos y seleccionando de entre los demás los más vigorosos hasta alcanzar una densidad de resalvos de 900 a 1.200 pies/ha, correspondiendo los valores más bajos a los rebollares con pies de mayor tamaño y mejor calidad de estación.

El rebrote de raíz ha de ser evitado mediante roza con herramientas o pastoreo intenso, ya que se pretende que todos los recursos sean utilizados por los resalvos. El resto de especies arbóreas presentes (*Sorbus*, *Fraxinus*, *Prunus*) se respetan en el resalveo para favorecer la diversidad específica del futuro bosque. La única especie que se elimina casi sistemáticamente es el haya, ya que resulta evidente su capacidad de regeneración dentro del rebollar y, por tanto, el riesgo que supone para el mantenimiento del mismo a medio plazo. Las leñas generadas se ponen a disposición de los vecinos del municipio a cuyo Ayuntamiento pertenece el monte. Los residuos de ramas son escasos y se dejan sobre el terreno.

Los trabajos llevados a cabo hasta ahora han sido realizados por cuadrillas de trabajos selvícolas contratadas con los presupuestos de conservación del Parque Natural del Moncayo, contando a veces con financiación de fondos europeos (FEADER) o mediante convenios con entidades financieras (La Caixa).

Las primeras cortas de este tipo se realizaron hacia 1995 con densidades finales de entre 700 y 900 pies/ha. La baja densidad facilitó un profuso rebrote de raíz que debió ser controlado durante algunos años mediante desbroce y pastoreo (Figura 3). En intervenciones posteriores se ha ido aumentando la densidad de resalvos, sobre todo en las estaciones más pobres, controlando así el rebrote con la menor iluminación del suelo. En todos los casos se ha constatado el inicio de la producción de bellota, paso imprescindible para la conversión futura a monte alto.

Figura 4.

Figura 4. Resalvos y sarda nueve años después de la intervención para conversión a monte medio regular. Los dos pisos crecen vigorosamente.

Fuente: Enrique Arrechea.

Conversión a Monte Medio Regular

El Monte Medio Regular es aquel en el que todos los individuos proceden de rebrote de cepa o raíz, pero de edades distintas. En este caso el objetivo principal es el mantenimiento de una producción sostenida de leñas vecinales pero sustituyendo los tranzones coetáneos de monte bajo por superficies con pies de varias edades y tamaños. En la primera rotación se seleccionan para resalvos entre 300 y 400 pies/ha de entre los más vigorosos que son señalados por los agentes forestales buscando un espaciamiento más o menos homogéneo. La corta se realiza por parte de los propios vecinos, que apean y sacan la leña de la superficie del tranzón que se les ha asignado por sorteo. Como en el caso anterior, se señalan todos los individuos de otras especies para que sean respetados.

Los trabajos de este tipo se iniciaron en el año 2000. Las rotaciones son de 27 o 30 años, con turno de resalvía de 120 años. En este caso sí que es necesario el rebrote de raíz que es el que da lugar a la nueva masa (sarda) que debe crecer a la vez que los resalvos. Por tanto no se realiza ninguna intervención sobre el rebrote y es imperativo el acotado al ganado (Figura 4). Hasta ahora, los tranzones tratados por este sistema muestran un crecimiento vigoroso en los dos pisos (Arrechea & Hernández 2012).

Conversión a dehesa

Cuando los rebollares a tratar se encuentran en el entorno de instalaciones ganaderas municipales, pastizales o colindan con zonas agrícolas, el resalveo se dirige a la conversión del monte bajo en una dehesa de rebollos. Este tipo de formación se encuentra en la zona soriana del Moncayo (La Cueva de Ágreda) y tiene como objetivo principal el suministro de pasto al ganado, sobre todo en la época estival.

En la primera intervención se seleccionan los pies más vigorosos, con copas amplias y espaciados de forma más o menos regular, para llegar a una densidad de entre 600 a 800 resalvos/ha. Para que tenga éxito el tratamiento, se ha de conseguir una rápida instalación de cubierta herbácea y evitar el rebrote de raíz. Para ello, las leñas se ponen a disposición de los vecinos, se recogen y acordonan los residuos y se trituran con una

Figura 5.

Figura 5. Rodal adehesado a los diez años de la intervención.

Fuente: Enrique Arrechea.

desbrozadora de martillos (Figura 5). Una vez limpio el suelo, se permite la entrada de ganado ovino que resulta la herramienta imprescindible para la instalación del pasto (Arrechea 2012).

La ejecución de estos trabajos supone una importante inversión, por lo que son financiados por los presupuestos de conservación del Parque Natural del Moncayo, mediante fondos europeos FEADER, como en el caso de la conversión a monte alto. Los primeros rodales se trataron hacia 1998 y, hoy en día, se ha tratado ya toda la superficie proyectada.

Un caso particular de este tipo de resalveo se encuentra en algunas fajas auxiliares de defensa contra incendios que se han realizado junto a pistas forestales que atraviesan el rebollar. El número de resalvos es de 500-600 pies/ha y se mantiene controlado el rebrote mediante desbroces y pastoreo intensivo o redileo con pastor eléctrico para mantener el suelo con la menor carga de combustible posible (Figura 6).

Duración de los efectos del resalveo

Los efectos positivos del resalveo en cuanto al aumento del crecimiento de los resalvos y la creación de madera de verano se muestran de forma patente comparando el crecimiento radial de los mismos con el de pies situados en masas no resalveadas (Roig et al. 2007). Sin embargo el incremento disminuye según va pasando el tiempo, siendo evidente que en algún momento se ha de llegar a un nivel de competencia entre individuos que establezca de nuevo un estado de insuficiencia de recursos.

En los rebollares del Moncayo donde se han realizado intervenciones hasta el momento no se han producido fenómenos significativos de puntisecado. Los resalvos siguen creciendo con vigor incluso en los rodales cortados hacia mitad de los años 90 del siglo pasado.

Parece evidente que la duración de los efectos del resalveo depende de la calidad de la estación, la

Figura 6.

Figura 6. Ganado ovino descansando en un redil instalado mediante pastor eléctrico en una faja auxiliar en rebollar.

Fuente: Enrique Arrechea.

densidad de resalvos que se ha dejado y el manejo posterior de la masa intervenida.

Actualmente se están llevando a cabo trabajos dendrométricos por investigadores de la Universidad de Zaragoza en los que se analiza el crecimiento radial de rebollos situados en rodales donde se han aplicado los diversos tipos de resalveos que se han descrito anteriormente (Figura 7).

Aunque es necesario realizar más muestreos para poder comprobar lo efectos del tratamiento en todas las combinaciones de densidad, estación y manejo, ya se observan algunas tendencias (Longares et al. 2013):

- Todas las parcelas muestreadas en rodales resalveados presentan un aumento significativo del crecimiento radial (entre 1,5 y 2 veces más que los testigos) incluso 17 años después de la corta.
- El mayor incremento se produce entre los 3 y 5 años posteriores a la corta, probablemente porque es en ese momento cuando el árbol ha "perfeccionado" su sistema conductor.
- El efecto del manejo del rebollar se hace patente a partir del sexto año, no habiendo diferencias significativas en el crecimiento radial entre los distintos tipos de resalveo hasta ese momento. A partir de ahí, destaca el efecto positivo del pastoreo que hace que se mantengan, al cabo de 15 años, crecimiento radiales 2 veces mayores que en los testigos.

Para alcanzar los objetivos fijados para la gestión de los rebollares del Moncayo es siempre necesario el mantenimiento del vigor de los árboles de forma que puedan alcanzar mayores diámetros y produzcan semilla. Por tanto, fijar la duración de las intervenciones de forma que se mantenga el crecimiento en valores altos se convierte en uno de los retos para la gestión de estos montes. Aunque aún falta evaluar de modo más completo el efecto de la intensidad de las cortas, los indicios preliminares sugieren que las rotaciones de 20 años pueden ser convenientes para la conversión a monte alto, y que pueden demorarse incluso algo más si el rodal en cuestión se pastorea. En el caso del monte medio regular, la rotación establecida hasta ahora de 27 o 30 años puede ser más adecuada para obtener leñas de suficiente diámetro en la sarda y poder hacer una selección adecuada de la resalvía.

Figura 7.

Figura 7. Ratio entre crecimiento radial observado en *Q. pyrenaica* en las parcelas sometidas a tratamientos selvícolas y los crecimientos observados en parcelas control.

Fuente: Elaborado a partir de Longares et al. (2013).

Efectos sobre el estrés hídrico

Como ya se ha explicado anteriormente, los pies resalveados desarrollan unos cambios en la composición de su madera que otorgaría mayor resistencia al puntisecado asociado al estrés hídrico. Teniendo en cuenta que las predicciones de cambio climático apuntan a un ascenso térmico acompañado de un probable descenso pluviométrico, los métodos que favorezcan la resistencia a la sequía deben ser considerados prioritarios en la gestión de los rebollares.

Se cuenta con indicios observacionales que apoyarían esa hipótesis. Así, al final del verano de 2012, que fue un año excepcionalmente seco, las masas de rebollo no tratadas del Moncayo presentaron síntomas de marchitamiento precoz, comenzando a amarillear las hojas a mediados de agosto. Sin embargo, aquellos rodales resalveados en los últimos años mantuvieron las hojas verdes hasta la época habitual para esta especie, indicando una mayor resistencia a la sequía (Figura 8).

Recomendaciones para su aplicación

El resalveo de los montes bajos de *Quercus pyrenaica* es un tratamiento selvícola que mejora el vigor de los pies de la masa y los haría más resistentes a la sequía, favoreciendo además la producción de fruto. Este tratamiento selvícola se presenta como una alternativa de gestión para los rebollares, siendo especialmente útil cuando exista la obligación de mejorar el estado de conservación del hábitat o haya condicionantes paisajísticos o ecológicos que desaconsejen la aplicación de cortas a matarrasa. Hay que destacar que será especialmente aconsejable en montes donde se pueda introducir el ganado tras las cortas o donde existan aprovechamientos vecinales de leñas.

Material suplementario

Quercus pyrenaica es una especie con una amplia distribución en la península ibérica apareciendo al pie y en las laderas de todos los sistemas montañosos del centro y oeste peninsular. Al ser una especie estrictamente silicícola está ausente de casi todo el levante español donde es mayoritario el sustrato calizo. En Aragón, el rebollo sólo aparece en áreas silíceas del Sistema Ibérico en Zaragoza y Teruel, con una representación aproximada de unas 5.000 ha, aunque puede haber una superficie potencial de hábitat enmascarada actualmente por repoblaciones de *Pinus sylvetris, P. nigra* y *P. pinaster*.

En la parte aragonesa de la Sierra del Moncayo aparece como especie principal en unas 1.600 ha y se mezcla o forma el subpiso de otras 800 o 1.000 ha de repoblaciones de coníferas. Además es en el Moncayo donde se encuentran los rebollares aragoneses sobre mejores estaciones ecológicas para la especie, llegando a mezclarse con el hayedo. Los rebollares están considerados Hábitat 9230 y aproximadamente la mitad de su superficie en el área se localiza dentro del Parque Natural del Moncayo que es, a su vez, Lugar de Importancia Comunitaria. Por otra parte, casi el 100 % de estos rebollares están en Montes de Utilidad Pública con proyecto de ordenación vigente.

En el Moncayo aragonés, todos los rebollares han sido tratados en monte bajo para leñas secularmente y sufrieron casi al unísono el abandono de las cortas entre los años 60 y 80 del siglo pasado. El puntisecado empezó a hacerse notable hacia mitad de los 90 y desde ese mismo momento se iniciaron los primeros trabajos de resalveo para conversión a monte alto, aunque al principio no había un objetivo general para los trabajos.

Las aprobaciones del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Comarca del Moncayo en 1998 y del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque en 2002 crearon el marco legal que definía la gestión forestal que debía llevarse a cabo en este Espacio Natural Protegido. Ambos documentos legales promovían la desaparición de las cortas a matarrasa y la conversión a monte alto de las masas de fagáceas en monte bajo. Las ordenaciones y revisiones redactadas y aprobadas en esos años establecían tratamientos selvícolas de resalveo con diversos objetivos productivos y de conservación para los rebollares del Moncayo.

Finalmente, la inclusión del Parque Natural en 2007 en la Red Natura 2000 implica que la mejora del estado de conservación del hábitat se convierta en el objetivo principal de la gestión de sus masas de rebollo, y así se explicitará en el Plan Rector de Uso y Gestión actualmente en revisión. Igualmente, este nuevo enfoque conservacionista, propiciado por el actual marco legal en el que se gestionan estas masas, se ha reflejado en las últimas revisiones de las correspondientes ordenaciones de los montes.

Figura 8.

Figura 8. Aspecto del rebollar de Añón (Zaragoza) el 28 de agosto de 2012. Los rodales resalveados por debajo de la pista permanecen verdes mientras se ha marchitado la mayor parte del rebollar. A la derecha se distingue otro rodal resalveado de forma paralelepipédica que también permanece verde.

Fuente: Enrique Arrechea.

Referencias bibliográficas

Arrechea E, Hernández A (2012) Conversión de monte bajo regular a monte medio regular en masas de *Quercus pyrenaica* en el sistema ibérico. En: Vericat P, Piqué M, Serrada R, editores. *Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 154-155

Arrechea E (2012) Resalveos para adehesamiento en un monte bajo regular de *Quercus pyrenaica*. En: Vericat P, Piqué M, Serrada R, editores. *Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos.* Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 152-153

Cantero A (2007) La componente forestal de la Red Natura 2000 en España. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 21:101-112

Corcuera L, Sisó S, Gil E (2007) Respuesta anatómica y funcional de *Quercus pyrenaica* en un monte pasado de turno. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 21:13-17

García MD (2007) Tratamientos selvícolas observados en masas puras de rebollo (*Quercus pyrenaica* wild.) en Castilla y León. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 21:43-47

Longares LA, De Luis M, Arrechea E, Saz MA, Novak K, Martínez del Castillo E, Tejedor E (2013) Respuesta del rebollar a las acciones de mejora de su estado de conservación en el Parque Natural del Moncayo (Zaragoza). *Actas del 6ª Congreso Forestal Español*

Martín-Vide J, Gallart F, López-Bustíns JA (2011) Implicaciones del cambio climático sobre los bosques y la hidrología: una visión general. En: Birot I, Gracia C, Palahí M, editores. *Agua para los bosques y la sociedad en el Mediterráneo.* European Forest Institute, Joensuu, Finlandia

Roig S, Bravo JA, Cañellas I, Del Rio M, Serrada R (2007) Crecimiento radial en tallares de *Quercus* mediterráneos. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 21:83-88

Serrada R, Bravo JA (2012) Mejora de la vitalidad de las masas. En: Vericat P, Piqué M, Serrada R, editores. Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneos. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona. pp. 49-66

Vericat P, Piqué M, Serrada R (2012) Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneos. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona

F. Sevilla

Servicio Territorial de Medio Ambiente de Burgos. Junta de Castilla y León
Correo electrónico: sevmarfr@jcyl.es

50 Gestión forestal anticipadora (o cómo prevenir riesgos con intervenciones frecuentes)

Resultados clave

- La gestión adaptativa se ha convertido en un lugar común en la ecología. En este capítulo se aportan ideas y ejemplos concretos para que, en la gestión forestal, la adaptación no sea una mera retórica sino algo práctico y operativo.

- Además de retroalimentarse con los resultados y el seguimiento frecuente, la gestión debe anticipar las futuras dinámicas como mejor forma de prevenir riesgos de todo tipo.

- En los montes, los aprovechamientos moderados y frecuentes constituyen el instrumento más fiable en una gestión ecológica anticipadora.

Contexto

La situación de la gestión forestal en España debería ser motivo de conturbación para técnicos, científicos y sociedad en general. Por una parte, como en muchos otros sectores, entre las 17 comunidades autónomas no existe en absoluto cohesión, ni tan siquiera en lo esencial, a pesar de la legislación básica común. Además, con el tiempo la situación tiende a convertirse cada vez más en difícilmente reversible, entre otros motivos por el extenso desarrollo normativo de las comunidades autónomas (no siempre coherente ni coordinado con las demás) y porque el alejamiento de la Administración Central de la realidad en el terreno la convierte en un agente muy poco capaz de solucionar una problemática tan diversa y compleja. Por otra, el nivel técnico de la gestión en general es deficiente. En la mayor parte de los montes españoles se limita a mucha burocracia, a unas parcas extracciones de madera y, en el mejor de los casos, a una organización del ganado muy superficial. La madera proviene en su mayoría de una extensión reducida, sobre todo en el noroeste y en particular en Galicia y franja costera cantábrica, de repoblaciones con especies de pino (*P. pinaster*, *P. radiata*) y eucalipto, así como de las choperas, en todos los casos con sistemas de producción simplificados, con escaso refinamiento selvícola.

Nunca ha habido la cantidad de universidades forestales y relacionadas, másteres, cursos, congresos, etc. de hoy en día, ni las facilidades de difusión de información que proporciona Internet, y los montes nunca han sido tan estudiados y planificados como ahora, pero lo cierto es que el nivel de intervención técnica en el terreno es preocupantemente bajo, incluso en aspectos tan esenciales como el desarrollo de la red viaria o los señalamientos de madera.

Técnicos y científicos están obsesionados por encontrar algoritmos que representen la siempre escurridiza naturaleza forestal, y mientras tanto, muchas veces, los árboles que se cortan son elegidos en el monte por los mismos operarios destajistas encargados de su apeo. Lo adecuado sería que sólo personal especializado, distinto del que realiza las operaciones de corta, decidiera sobre el terreno qué pies se abaten. El nivel adecuado de decisión es el de un pequeño bosquete (un centenar de metros cuadrados, o de ese orden), con análisis de los árboles individuales y de las características de su entorno más próximo, e integrando información de niveles superiores, tanto in situ como en gabinete, en el que se incorporan elementos incluso globales (por ejemplo, del mercado mundial de la madera y sus tendencias).

La construcción de vías forestales tiene mala imagen social, incluso peor que las cortas, y eso ha llevado a normativas en exceso rígidas y hasta absurdas. Pero, en muchos casos, la respuesta a ese ambiente

hostil no ha sido extremar las precauciones y mejorar las técnicas de ejecución de pistas y en particular su diseño hidráulico, sino disminuir su entidad para minusvalorar su importancia, construir menos de las necesarias y reducirlas, por su trazado, a "trochas de desembosque", lo que en última instancia repercute en que se aborden con menores garantías técnicas y a que su utilidad sea menor. Su replanteo en el terreno, que debería efectuarse con gran precisión (no más de un grado de desviación) se realiza con frecuencia por los operarios de la maquinaria que debe abrirlas, sin marcas previas colocadas por personal técnico, de forma semejante a como ocurre con los señalamientos de madera. Algo especialmente grave por la trascendencia de la red viaria en la gestión.

A pesar de que existen alentadoras excepciones, la norma es que producción y conservación se perciben como mundos antagónicos, y la producción forestal es vista como un mal necesario y no como el principal instrumento de gestión de los ecosistemas, que como tal es preciso organizar para que cumpla sus funciones.

Las ideas, argumentos y prescripciones que aquí se exponen se fundamentan en principios ecológicos tan generales que podrían ser aplicados en cualquier parte del planeta. De forma más concreta la experiencia práctica en la implementación se circunscribe a varias zonas del norte de Castilla y León, en pastizales, matorrales y bosques muy variados que van desde encinares a pinares de *P. uncinata*.

Existe una excesiva tendencia a considerar nuestros ecosistemas ibéricos como esencialmente distintos de los centroeuropeos, de los que presumiblemente los forestales hemos importado nuestras técnicas. La heterogeneidad a todas las escalas, el dinamismo intrínseco tanto en las estructuras como en los propios procesos de cambio, el efecto de los eventos renovadores, la influencia determinante del hombre en el pasado, y otras muchas cuestiones ecológicas esenciales no difieren en su sustancia entre montes mediterráneos y centroeuropeos: por supuesto que estos factores son distintos, como lo son cuando comparamos cualesquiera ecosistemas, pero las formas generales de organización y de respuesta a los factores causales son idénticas, aquí y en cualquier lugar del planeta. El hecho de que unos montes (por ejemplo los centroeuropeos, pero también un rodal concreto o un ecosistema a escala comarcal) resulten más homogéneos que otros es una cuestión de grado, no esencial. Por supuesto que lo que es esencial o no es una cuestión en parte de elección.

El texto se inscribe dentro de la línea epistemológica de los sistemas dinámicos, que se renovó con la descripción del fenómeno del caos determinista, con una abundante literatura sobre todo en el mundo anglosajón. Aunque no se va a desarrollar este tema, en el sustrato conceptual está la importancia decisiva de las renovaciones en la configuración de los ecosistemas, así como la imposibilidad de predecir con precisión todos los detalles de la dinámica futura y en particular de los eventos que en gran medida la van a determinar.

Principios generales

Cualquier modelo de gestión ecosistémica que pretenda dar respuesta a largo plazo a las demandas que se le plantean debería descansar sobre una serie de pilares:

1.- Conocimiento de la dinámica ecológica; análisis del pasado y de cómo ha configurado el presente

2.- Preeminencia de lo observado directamente en el campo sobre los resultados de los modelos teóricos

3.- Importancia de lo local: heterogeneidad a escala de detalle

4.- Clara definición de objetivos

5.- Sostenibilidad económica: viable sin subvenciones

6.- Inversiones y actuaciones mínimas para lograr los objetivos

7.- Definición de alternativas de gestión; riesgos y beneficios potenciales de cada una

Un corolario de la necesidad de no depender de los presupuestos públicos es que, salvo circunstancias excepcionales, se deben evitar acciones pagadas por ellos si luego es preciso gastar recursos en su mantenimiento. Así, por ejemplo, los desbroces y clareos se justificarían con más facilidad si existe ganado o intensa sombra que impidan el rebrote; los tratamientos selvícolas en lugares inaccesibles para la maquinaria tendrían poco sentido, ya que difícilmente se repetirían con la periodicidad adecuada (algo básico en el planteamiento aquí expuesto); la red viaria debe ser lo suficientemente densa como para posibilitar las acciones repetidas y autofinanciadas; etc.

Con carácter general, los aprovechamientos deben convertirse en la base del manejo ecológico. Los elevados precios de los combustibles fósiles, y la necesidad de irlos sustituyendo por otras fuentes de energía, suponen una oportunidad para hacer rentables operaciones selvícolas en muchos montes donde hace sólo un quinquenio era impensable que se pudiesen autofinanciar. La situación de la ganadería extensiva no es tan halagüeña: todavía no se valora adecuadamente el ganado criado de forma mucho más natural.

No existen bosques en España tratados de la forma aquí propuesta durante décadas, y con un seguimiento adecuado. De hecho, son pocos en el planeta, básicamente en Centroeuropa, donde los sistemas de bosque irregular están muy extendidos y el control individual de los árboles tiene una larga tradición, aunque de forma muy centrada en el crecimiento de madera.

Actuación tecnificada frente a no gestión

En la mayor parte del planeta y en particular en la Península Ibérica, la dinámica espontánea no actúa sobre ecosistemas prístinos, sino sobre otros que son el resultado de la acción milenaria y muy intensa del hombre. Como consecuencia, los ecosistemas producto de esas tendencias espontáneas están muy influidos por los atributos previos al abandono del sistema agrario tradicional, y no hay motivos racionales para pensar que

Figura 1.

Figura 1. Hayedo en el que no se ha intervenido durante más de medio siglo. El rodal forma parte de un monte de unas 75 ha, que se plantó con *Pinus radiata* cuando apenas había arbolado. Al iniciarse los trabajos de repoblación, en 1962, el monte era mayoritariamente un pastizal con hayas dispersas y algún rodal de hayedo, en parte cortado. Tras cinco décadas de evolución espontánea el dominio del haya es apabullante, hasta el punto de comprometer la supervivencia del resto de los demás taxones de árboles y arbustos presentes (al menos *Prunus avium*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica*, *Populus tremula*, *Sorbus torminalis* y *Crataegus monogyna*). En la imagen de la izquierda se aprecian restos de un gran majuelo, remanente de la situación durante el sistema agrario tradicional, cuando el monte era un pastizal con árboles y arbustos dispersos, y algunos rodales arbolados que en parte se cortaron a hecho antes de su repoblación posterior con *Pinus radiata*. En la imagen de la derecha se observan varios troncos de árboles muertos que por su corteza se deduce que se trata de *Quercus* (en concreto quejigos); más a la derecha se observan otros pies arbóreos de *Quercus* (rebollos, con mejor tasa de supervivencia gracias a que han sido capaces de crecer más en altura), en este caso todavía vivos aunque con una continuidad muy dudosa sin intervención selvícola en su favor. La presencia de especies muy resilientes, tanto al fuego (*Q. pyrenaica*) como al ganado (*Crataegus monogyna*), es una indicación de los eventos previos. La ausencia de otros árboles mesófilos, como *Quercus petraea*, *Tilia* spp., *Acer* spp., y de toda clase de coníferas espontáneas (entre las que habría que incluir *Picea*, presente a principios del Holoceno en los montes cantabro-pirenaicos), es también producto del régimen tradicional de renovaciones. En general, la estructura y dinámica de cualquier monte está determinada por las condiciones previas (Monte Sarón, Valle de Mena, Burgos).

Fuente: Froilán Sevilla.

se asemejan a los que existirían sin acción humana: la remanencia histórica es un atributo esencial para la comprensión de los ecosistemas forestales.

Para mantener las características esenciales de un ecosistema es necesario provocar cambios en los niveles inferiores. Por eso, si lo que se busca es conservar ciertos atributos estructurales o ciertos tipos de ecosistemas, es preciso implementar cambios que de forma espontánea no se producirían. Por ejemplo, renovar bosquetes para que un rodal permanezca semejante a sí mismo (aunque lógicamente variando las posiciones de los bosquetes). Es la paradoja multiescalar: la constancia sólo se consigue con el cambio. Con el mismo principio rector, las mayores opciones para evitar eventos drásticos es implementar otros de menor intensidad cada cierto tiempo. Las pretensiones para erradicar los eventos renovadores, sin diseñar la forma en que se renuevan los ecosistemas, casi con total seguridad conducen a medio y largo plazo a renovaciones muy intensas, clasificadas como catastróficas.

Las áreas donde no sea rentable efectuar aprovechamientos, sin perjuicio de intervenciones esporádicas para lograr objetivos muy concretos, se van a quedar sujetas a dinámicas espontáneas, que con gran probabilidad, como ocurre en casi todo el planeta, llevan a eventos renovadores intensos, "catastróficos" (grandes incendios, derribos masivos, plagas y enfermedades extensas). En climas mediterráneos, como son los que dominan en la mayor parte de la Península Ibérica, lo más probable es que las zonas inaccesibles acaben siendo superficies quemadas regularmente, no importa si como consecuencia de rayos o por la mano del hombre. En todo caso, nada más alejado de los anticuados conceptos de vegetación climácica.

La peor de las opciones, por desgracia muy practicada en España, es no gestionar un territorio, o hacerlo con muy poca intensidad, pero ejecutar aprovechamientos masivos con ocasión de los eventos renovadores que, tarde o temprano, acaban por afectarle. Los inconvenientes de esta gestión "a remolque" son evidentes, tanto desde el punto de vista económico (malvender la madera, desperdicio de recursos), como social (falta de continuidad en los trabajos), recreativo (zonas inaccesibles y después de los eventos intensos muy poco atractivas) y ecológico (liberación de grandes cantidades de CO_2, simplificación estructural y específica, pérdida de hábitats). Nunca deberían dejarse zonas "a libre evolución", pero decididas sin convicción (por comodidad de la no-gestión) y sin un gran consenso social. Si éste no existe, las presiones de los propietarios de los terrenos para aprovechar la madera quemada o derribada van a ser grandes cuando finalmente acaezcan las renovaciones; y aprovechamiento implica red viaria que, en lugar de diseñarse para la gestión, con mucho tiempo para el análisis y la construcción, en fases para prevenir y corregir problemas, se ejecuta precipitadamente para un fin concreto.

Cualquier objetivo ecológico se consigue mejor dentro de un esquema de intervenciones bien diseñadas y ejecutadas, que pueden ser muy espaciadas o de detalle, que dejando el monte a su evolución espontánea. Esto es muy claro para la conservación del hábitat de especies cuyos requerimientos ecológicos mejor se conocen; que en general son las más llamativas, como muchas aves o grandes mamíferos. Pero incluso lo es para conseguir atributos que se presuponen característicos de los bosques vírgenes, como son la acumulación de madera muerta de grandes dimensiones, la mezcla íntima de pies de diversas edades o especies: siempre que así se desee, es mucho más

fácil de lograr la irregularidad y el dominio compartido de especies mediante manejo; respecto a las características de los bosques añejos o de viejo crecimiento, conseguir que algunos pies alcancen importantes dimensiones es mucho más probable a través de un programa de cortas que acelere el crecimiento diametral y prevenga derribos y otros eventos, y con el que se deja la madera muerta que se desee; y no como ocurre ahora, que ésta se acumula mucho más por imposibilidad de explotación que como medida planificada. Pensar que cualquier objetivo (real, evaluable, no apriorístico) se alcanza con más probabilidad de forma espontánea se explica, con carácter general, más que por un optimismo infundado, por una desconfianza en las propias posibilidades.

Dejar los ecosistemas a la evolución natural tiene sentido donde existen grandes extensiones prístinas y sin población humana, como en Alaska y norte de Canadá, Siberia o la Amazonía, pero no en la densamente poblada desde antiguo Europa Occidental. Lo cual no es impedimento para disponer de una red de reservas demostrativas de las dinámicas espontáneas, que no deberían suponer gran extensión territorial, entre otros motivos por la imperiosa necesidad de usar más eficientemente los recursos renovables para reducir el consumo de los que no lo son. Además hay que asumir que las reservas tendrán una evolución que dista mucho de la natural, pues parten de una situación muy modificada por el hombre (ver Figura 1) y, aunque en su interior no se actúe, las condiciones de contorno (los flujos horizontales) van a seguir determinadas por los humanos, en aspectos tan relevantes como los incendios o las poblaciones de animales móviles, y eso sin importar cuán grande sea la reserva. Por poner un ejemplo, en el Parque Nacional de Yellowstone, el régimen de incendios existente fuera del área protegida determina en buena medida las dinámicas ecológicas en su interior, a pesar de extenderse sobre unas 900.000 ha. Así pues, en la situación de la Península Ibérica, asumido que el interés de las reservas sería más científico y demostrativo que como reductos de naturaleza no influida por el hombre (aunque así se publicitaran), lo lógico sería intervenir en ellas al menos para extinguir incendios forestales, y quizá también para prevenir derribos masivos e introducir fuente de semilla de especies ausentes debido a los seres humanos.

Prevención de riesgos mediante intervenciones frecuentes

Los riesgos en los montes se refieren básicamente a evitar grandes pérdidas en las funciones que desempeñan o en los servicios que prestan, como prevención de la erosión, servir de hábitat a muy variados organismos, suministrar materias primas, constituir espacios para el ocio, almacenar CO_2, etc.

Mucho se ha escrito en las últimas dos décadas, y en especial en la última, sobre las medidas a adoptar frente al cambio climático en la gestión territorial. Una postura que parece prudente es priorizar formas de gestión adaptables ante cambios no previstos: las proyecciones no lineales y los escenarios sorpresa son consustanciales a las dinámicas naturales y a las de las sociedades humanas. El cambio climático es una incertidumbre más entre las muchas a las que está sometida cualquier ciencia o técnica que adopte decisiones con efectos de largo alcance. La incertidumbre se puede percibir como una maldición o como una fuente de oportunidades.

Es obvia la mayor resistencia y resiliencia de los bosques irregulares y pluriespecíficos frente a muchos tipos de eventos: derribos, plagas y enfermedades, daños climáticos, etc. Frente al fuego en principio podría pensarse que sucede lo contrario por la continuidad vertical de combustibles, pero no es así, al menos en muchos casos: en bosques tratados por claras o entresacas durante largos periodos, pierden relevancia las matas y herbáceas heliófilas, principales transmisoras del fuego. Los incendios se previenen eficazmente si se logra desarrollar una intensa gestión forestal que beneficie a las poblaciones locales, y en realidad importa muy poco el sistema de tratamiento de las masas arbóreas siempre que permita la integración de la economía y la sociedad rurales.

En realidad, los sistemas más estables son los que se dirigen mediante intervenciones poco espaciadas en el tiempo. Si hablamos de ecosistemas forestales: pastizales y dehesas con alta carga ganadera en pastoreo rotacional; brezales que se queman regularmente; prados segados una o varias veces al año; etc. Analizado desde otro punto de vista, no siempre los efectos más perniciosos se derivan de eventos llamativos, como grandes incendios: incluso, si éstos están suficientemente espaciados, pueden no constituir un problema; y, en sentido contrario, eventos poco conspicuos, pero muy frecuentes, pueden tener repercusiones insidiosas que incluso acaben en la completa destrucción del ecosistema forestal. El sistema aquí propuesto aprovecha el hecho de que muchas renovaciones poco intensas, pero actuando en una misma dirección, provocan un efecto que puede ser muy relevante, diferente al de renovaciones mucho más intensas pero infrecuentes pero no necesariamente menos decisivo. Cuanto más productiva sea la estación, mayor frecuencia o intensidad deben tener las renovaciones para generar el mismo efecto ecológico. Las renovaciones dirigidas y de pequeña intensidad tienen la ventaja de que sus consecuencias son más previsibles, a lo que se une su efectividad a pesar de su escaso impacto para el profano. Es lo que ocurre por ejemplo cuando el ciervo accede a una nueva zona con abundante alimento (algo habitual en España por el descenso del aprovechamiento ganadero de los montes), en la que carezca de predadores y con una caza que no sea capaz de contrarrestar estas condiciones tan favorables: al principio parece que su efecto ecológico es poco relevante; pero a medida que transcurre el tiempo, el aumento de densidad y el hecho de que todos los ciervos actúan conforme a semejantes necesidades, provocan un cambio ecológico trascendental, por su interferencia sesgada en los procesos de regeneración, limitándola y dirigiéndola hacia ciertas especies, y en general por su efecto en la vegetación ubicada por debajo de 2 m de altura e incluso sobre el suelo.

La búsqueda del cumplimiento de objetivos que sean propios de cada contexto concreto, y que no emanen de apriorismos, debería llevar a la ecología al carácter de ciencia mucho menos especulativa de lo que es en la actualidad: las buenas teorías e hipótesis ecológicas serían las que sirvan para hacer predicciones útiles para alcanzar los objetivos en el campo; las que no cumplan estos fines, deberían desecharse. Esto no ocurre en la actualidad en ecología forestal, donde cada modelo se valida de forma independiente por su propio creador y un grupo de investigadores en general más o

Figura 2.

Figura 2. Sotobosque de arándano bajo dos hayedos cantábricos. Aunque *Vaccinium myrtillus* es relativamente tolerante, no resiste una concurrencia muy elevada de haya; para mantener un estrato vigoroso de arándano es preciso que el hayedo esté relativamente abierto. Durante el sistema agrario tradicional esto se conseguía mediante podas (en la imagen de la izquierda se ven hayas trasmochas), cortas y pastoreo. Hoy día, con la densificación producto del abandono de los aprovechamientos tradicionales, la forma menos arriesgada de mantener las funciones que se esperan del hayedo, así como el sotobosque de arándanos, es mediante cortas no muy intensas repetidas cada pocos años (6-7): si las cortas son intensas se incrementa el riesgo de derribos y de estimular en exceso la regeneración de haya, que supondría una concurrencia intensa y próxima para el arándano; si las cortas no se repiten con la periodicidad adecuada, las hayas, que cierran rápidamente su cubierta, impedirían el desarrollo de los arándanos; una corta a hecho de una reducida zona sería una alternativa. En la imagen de la derecha se ven hayas marcadas para su corta, de forma que se incremente el espacio vegetativo de la arandanera. Ésta aparece muy pegada al suelo, y no sólo por efecto de la concurrencia con las hayas, sino por otro problema que no se solucionará con la corta: la excesiva proliferación del ciervo (Araotz, Guipúzcoa; Salceda, Cantabria).

Fuente: Froilán Sevilla.

menos afines, y no por los que debieran ser los usuarios finales del producto, los gestores forestales; que a su vez deben responder ante la sociedad en general y muy en particular ante los propietarios, en caso de que no sean éstos los gestores. Se hace preciso fijar objetivos no generalistas que permitan evaluar con facilidad su grado de cumplimiento: por ejemplo, mantener un estrato de tal tipo en el sotobosque o cambiar la composición específica en cierto sentido.

Las ventajas de intervenir con frecuencia son evidentes: las cortas suaves mantienen el microclima forestal, algo de suma importancia de cara al crecimiento, a la permanencia de ciertas especies, a evitar la proliferación de otras (algunas tildadas de oportunistas) y a prevenir daños (por súbita exposición al sol, por viento, etc.); si nos referimos al pastoreo, su cese durante unos años implica incluso la imposibilidad de realizarlo (por invasión de leñosas) y la necesidad de aplicación de eventos más drásticos (quema, desbroce);

Figura 3.

Figura 3. En la imagen destacan tres hayas anilladas superficialmente con herramienta manual. El anillado es una técnica que permite una intervención de mínima intensidad, inferior a la corta de árboles individuales: los pies anillados tardan usualmente varios años en morir, e incluso cabe la opción de anillar de forma que sólo se ralentice el crecimiento o el desarrollo de una parte de la copa. En este caso el objetivo de la actuación es tanto la mejora del vigor y fructificación de los pies adultos de tejo, como posibilitar su regeneración y el desarrollo de la misma. Se ha actuado en un rodal preservado de la acción de los grandes fitófagos mediante un vallado cinegético; en concreto aquí era el ciervo el principal causante de la pérdida de regenerado de tejo, que se producía con abundancia pero que no llegaba a prosperar por el ramoneo. Si se repiten anualmente, o cada pocos años, estas actuaciones de muy baja intensidad, evaluando cada vez la situación y actuando en consecuencia, sería muy fácil transformar a medio-largo plazo el hayedo en una tejeda (Puebla de Lillo, León).

Fuente: Froilán Sevilla.

los errores se pueden corregir con mayor rapidez; hay más cabida para matizar las decisiones de gestión, ante ligeras desviaciones o ante mejoras del conocimiento surgidas, y con carácter general se facilita la adaptación ante imprevistos; muchos de los árboles caídos de forma espontánea se pueden todavía utilizar; en general hay un aprovechamiento más integral de los recursos; la experiencia acumulada es mayor; etc.

Los inconvenientes de un corto periodo de rotación estriban sobre todo en la menor rentabilidad de las cortas cuando éstas son poco intensas. Además, un mayor número de aprovechamientos implica más situaciones en las que hay que extremar el control y más posibilidades de cometer errores. También se podría citar el hecho de que un régimen de claras frecuentes y suaves favorece sistemáticamente ciertos tipos de especies en detrimento de otras, aunque si eso se considera un problema para alcanzar algún objetivo, se podría aumentar la intensidad o disminuir todavía más el periodo.

A modo de resumen, simplificando, las intervenciones frecuentes se sustanciarían en dos tipos principales:

- En pastizales, pastoreo rotacional y diversas formas de manejo extensivo, siempre que esté organizado racionalmente en tiempo y espacio.

- En bosques cerrados, cortas suaves por lo alto (entendiendo por tales las que, con el objetivo de liberar espacio para los árboles de porvenir, se aplican sobre todo a pies dominantes y codominantes). En el siguiente apartado se va a desarrollar este punto.

Concreciones en la selvicultura

Un aspecto clave en la selvicultura es cuándo cortar y qué periodo dejar entre cortas. Desde la perspectiva selvícola y de prevención de riesgos ecológicos, lo mejor

Tabla 1. Criterios para decidir el periodo de retorno de las cortas

Condiciones para la aplicación de rotaciones cortas (5-10 años)	Condiciones para la aplicación de rotaciones largas (15 años o más)
Especies de crecimiento rápido	Estaciones poco productivas
Densidad de pies elevada	Bosques abiertos
Talla elevada	Pies chaparros
Gran valor de los productos	Mercado local poco desarrollado
Densa red viaria	Desembosque costoso
Se desean evitar los brotes epicórmicos	No es muy importante la calidad de la madera
Especies en las que se valora la regularidad y estrechez de los anillos de crecimiento (robles, pinos)	Especies de maderas blancas (haya, arces)
Expectación ante escenarios sorpresa	Contexto estable (o que se percibe como tal)
Se desean prevenir eventos intensos	Se desea que acaezcan severas renovaciones
Frecuentes eventos espontáneos	Ubicaciones protegidas frente a eventos no deseados
Elevado riesgo de derribos	Árboles muy estables
Es importante la transitabilidad del bosque	La proliferación de plantas heliófilas no es un problema
Cuidadoso seguimiento de las operaciones de corta y desembosque	Medios de control escasos o ineficaces
Objetivos de gestión definidos con precisión	Grandes inercias de gestión; aplicación de recetas
Se desea maximizar el crecimiento	Es preciso que la corta sea intensa para alcanzar la rentabilidad de las operaciones
Árboles que ocupan rápidamente el espacio liberado (hayas, abetos)	Árboles con ramificación ortótropa
Especies o individuos que sufren especialmente los bruscos cambios de densidad (por ejemplo, si se desea promocionar pies dominados)	Pies con copas amplias
Se admite que algunos pies resulten dañados en las operaciones selvícolas y permanezcan tras ellas	Estética de jardín. Necesidad de espacio para mover-se la maquinaria de desembosque
Se prefieren comunidades sucesionalmente avanza-das (“climácicas”)	Se desean promocionar especies intolerantes
Grandes fluctuaciones en el precio de los productos forestales	Tendencia hacia la baja en el precio de los productos obtenidos

sería realizar cortas todos los años, pero hay evidentes razones organizativas y de rentabilidad económica que lo impiden; la rentabilidad de las operaciones actúa como límite para no hacer intervenciones más frecuentes. Desde luego no existen recetas generales, sino conjuntos de criterios que hay que aplicar simultáneamente en cada caso concreto.

Para decidir el momento de la primera intervención selvícola a veces se usan atributos estructurales: la desaparición del matorral heliófilo como indicador de que la concurrencia es ya muy elevada y como momento a partir del cual una reducción de la espesura no afecta negativamente a las dinámicas respecto a la propagación de incendios; una altura de ramas secas (producto de la elevación de la capa activa para la fotosíntesis); una longitud bien conformada de los fustes; etc. Estos y otros atributos son propios de niveles espaciales de detalle (bosquetes, centenares de metros cuadrados), pero la gestión exige trabajar a una escala superior (rodales, hectáreas), por lo que siempre es necesario ponderar entre la necesaria simplicidad y el trabajo detallado.

Respecto al periodo entre cortas, en la Tabla 1 se exponen una serie de criterios que favorecen la adopción de frecuencias altas o bajas.

La aplicación práctica de los criterios expuestos conduce, en los montes en los que se han empleado, a rotaciones comprendidas entre 5 y 12 años, con intensidades de corta en torno al 20% en volumen, un poco más elevadas cuando es necesario despejar calles de desembosque, y algo menos (15%) en bosques de *Quercus* con objetivo de madera de calidad a largo plazo y con gran propensión a emitir brotes epicórmicos.

Para decidir la combinación entre intensidad y periodo de retorno, una opción es evaluar cada rodal utilizando dos criterios estructurales fundamentales: concurrencia en las copas y proliferación del sotobosque moderadamente heliófilo, como zarzas o matas de rosáceas; respecto a esto último, una medida adecuada en muchos bosques es que cubra en torno a la mitad de la superficie. Ambos criterios tienen limitaciones: por ejemplo, las hayas reaccionan a las claras suaves con mucha rapidez, ocupando todo el espacio disponible tras la primera primavera; en estaciones productivas, fértiles, y con especies que arrojan poca sombra como los pinos, es muy frecuente que la totalidad del sotobosque esté cubierto por zarzas y matas diversas, incluso con elevada competencia entre los pies del dosel superior.

Los criterios numéricos también podrían aplicarse, pero siempre completados con parámetros visuales de fácil interpretación y sólo cuando los datos de base sean espacialmente explícitos, pues las medias pueden ser muy engañosas. Una opción es fijar un volumen óptimo por superficie y cortar un porcentaje del crecimiento (que puede superar el 100%) en función del nivel de acumulación de existencias alcanzado, pero exige conocer variables costosas de medir con precisión (volumen y crecimiento). El volumen de madera era un indicador esencial en el contexto del sistema agrario tradicional, donde la avidez por el recurso y las necesidades de la población eran muy elevadas, pero hoy día esto se debe matizar: desde el punto de vista económico, la capacidad de acumular madera y su calidad pueden ser más decisivas que su cantidad en un momento dado, y aprovechar mejor los ciclos del mercado es más importante que mantener una tasa de extracción continua; y desde una perspectiva ecológica, el volumen de madera no es un parámetro ecológico muy relevante en sí mismo, y al menos en su uso como un indicador de competencia puede ser sustituido por atributos estructurales antes mencionados.

En cada monte se debe planificar el periodo de retorno para cada rodal concreto. El momento previsto para la siguiente intervención es una parte clave de la planificación. Tras cada operación de corta, en su reconocimiento final, se debería estimar si a la luz de los resultados la estimación planificada debería variarse o no. Y, en todo caso, siempre hay que permanecer expectantes

Figura 4.

Figura 4. Hayedo en el que se efectuó, 15 años antes de tomarse las imágenes, una primera clara por lo bajo tan intensa que se estimuló la regeneración de haya. Aunque ese no era el objetivo, la presencia de regenerado no causa en sí ninguna preocupación, más bien al contrario. El verdadero problema es que la mayoría de los pies de mayor calidad, que no eran dominantes, se eliminaron en esa primera intervención, en la que supuestamente se buscaba apear pies dominados y mal conformados pero no fue señalada previamente, por lo que la decisión última recayó en los cortadores. Entre los de mayor porvenir que no fueron extraídos, muchos desarrollaron ramas a lo largo del tronco, que deprecian su valor. En la imagen de la derecha se aprecia una gran haya con ramas bajas y que se está marcando para su corta. Será necesario esperar un siglo, con la selvicultura adecuada, para desarrollar plenamente las magníficas capacidades productivas de madera de calidad en esta estación (Leciñana de Mena, Burgos).

Fuente: Froilán Sevilla.

por si aparecen dinámicas imprevistas que afecten de forma relevante: eventos inopinados, crecimiento anormal, variaciones de mercado, etc.: es bueno tener una idea del periodo de retorno, pero como casi siempre en procesos naturales no es adecuado encorsetarse en exceso, por lo que los periodos deben estar adaptados en función de los criterios expuestos en la tabla 1 y de otros que pudiesen concurrir en cada caso concreto.

La preferencia por las intervenciones por lo alto se fundamenta en razones selvícolas (mayor eficacia al cortar pies dominantes), económicas (mayor rendimiento de las operaciones si se obtiene el mismo volumen con menos pies), históricas (en nuestros bosques son raros los pies gruesos con buenas aptitudes tecnológicas), etc., pero desde muchos puntos de vista lo más adecuado serían cortas mixtas, en las que se intervenga en pies de todas las categorías sociales en función de las precisas necesidades. No obstante, cuando se cortan grandes pies en rodales no regulares, al apearse y durante su desembosque es habitual que se produzcan daños en los pies de menor tamaño, por lo que como medida de prudencia es mejor no cortar en bosquetes de árboles relativamente jóvenes entre los que presumiblemente habrá bajas al eliminar los grandes pies. Las claras por lo bajo, tan populares en España por lo fáciles que son de explicar, no son con carácter general la mejor alternativa: si son débiles, apenas tienen efecto selvícola; éste se consigue con intervenciones más intensas, pero la combinación de claras por lo bajo y fuertes las convierte en letales para la heterogeneidad y para la calidad de la madera.

Experiencias

Las acciones continuas y de baja intensidad eran las más trascendentales durante el sistema agrario tradicional, sin una planificación ni una comprensión de los conceptos ecológicos modernos, pero con unas rutinas depuradas mediante ensayo y error durante milenios, lo que le confería una robustez de la que carecen los modelos ecológicos actuales. El éxito en la consecución de objetivos y en la mejora continua era impulsado por el mejor de los acicates posibles: estaba en juego la propia supervivencia de las comunidades rurales. Los agricultores y ganaderos eran capaces de modelar el medio para aprovecharlo hasta límites que hoy día nos pueden llegar a resultar grotescos, y llegaron a un control y grado de renovación tan elevados que dejaban muy poco lugar para los eventos espontáneos. Algo en las antípodas de lo que ocurre hoy en día, donde el abandono del medio forestal y el desconocimiento de su funcionamiento son la norma. Con frecuencia se interviene sólo a través de trabajos selvícolas pagados con dinero público; algo que puede ser necesario en las primeras fases de desarrollo de una economía forestal, pero que si se convierte en un hábito pervierte el sistema de gestión convirtiéndolo en inherentemente frágil.

La prevención frente a las intervenciones en el medio natural subyace en la asunción de que es mejor que éstas sean poco frecuentes. Este apriorismo es habitual cuando no se comprende el funcionamiento de los ecosistemas o cuando predominan intereses muy alejados de los ecológicos. Cuando se procura minimizar el número de intervenciones los resultados son con frecuencia contraproducentes: por ejemplo, si se trata de claras, efectuar una clara intensa para no retornar en dos décadas conlleva una reducción inicial del crecimiento, un elevado riesgo de derribos y otros efectos indeseados, como los brotes epicórmicos en robles, la muerte por brusco cambio microclimático o la pérdida de verticalidad en pies dominados. Con la red viaria ocurre lo mismo que con el monte: si se transita para efectuar aprovechamientos de todo tipo habrá un buen mantenimiento de las pistas si se obliga a reparar los daños infligidos por cada usuario; sin embargo, si no se obliga a esa reparación, cada aprovechamiento se ve como un problema para la red viaria.

Figura 5.

Figura 5. El mantenimiento de la red viaria forestal debería repercutirse, al menos en los montes productivos, a los usuarios de la misma. Sería la mejor forma de garantizar que la vital conservación viaria no esté sometida a los vaivenes de los presupuestos públicos (Boca de Huérgano, León).

Fuente: Froilán Sevilla.

Figura 6.

Figura 6. Fueron necesarias muchas quemas reiteradas para lograr que se instalase en cientos de miles de hectáreas una formación que parecía el paradigma de la estabilidad: brezales que por mucho que se quemasen o rozasen volvían a recuperar su composición y estructura con rapidez. La colonización de los espacios deforestados la realizan con prioridad matas leguminosas y rosáceas, por lo que hay que suponer que el dominio del brezo en muchos montes del noroeste ibérico sólo pudo llegar tras miles de años de incendios provocados con fines ganaderos. A pesar de la enorme estabilidad en presencia de enérgicos eventos renovadores, el brezal se mostró muy frágil en su ausencia: bastaron 3 décadas de una repoblación de pinos a elevada densidad (hasta 4.000 pies/ha) para que desapareciesen los brezos y se produjese un cambio radical en la dinámica del monte, como se puede apreciar en la imagen superior, en la que todavía se observan restos del brezal sobre el que se instalaron los pinos. Sin embargo, tan sólo una década después, y tras dos claras, empieza a desarrollarse una vegetación novedosa en el subpiso del pinar, que incluye la regeneración de *Prunus avium* y *Sorbus aria* que se aprecia en las imágenes más pequeñas. Las rutas ecológicas dependerán fundamentalmente de la fuente de semilla existente. Las especies de dispersión más zoócora, como son las rosáceas mencionadas, cuentan con ventaja para acceder a un lugar que medio siglo atrás esta casi completamente deforestado. Por supuesto, las series de vegetación son aquí completamente inútiles para predecir la dinámica de cada rodal (Modino, León).

Fuente: Froilán Sevilla.

Figura 7.

Figura 7. El aspecto del bosque, después de una clara suave por lo alto, es muy semejante al que tenía antes de la intervención. De hecho, un comentario habitual, expresado más bien como queja, es que "parece que no se ha hecho nada". En realidad eso debe más bien interpretarse como una loa a esta forma de actuar: con acciones poco impactantes se consigue un efecto ecológico decisivo. Cuando en un monte se interviene varias veces de esta forma, manteniendo criterios semejantes, los resultados en cuanto al cumplimiento de objetivos son espectaculares. En este caso se trata de un robledal con objetivo fundamental de producir madera de gran calidad, después de 4 claras ejecutadas en 3 décadas: se observa la ausencia de brotes epicórmicos, algo vital para el objetivo de gestión pero muy difícil de conseguir, así como la abundancia de robles con magníficos fustes, lo cual no es incompatible con la presencia de otros muchos pies que sirven para funciones distintas. El número de claras efectuadas en un mismo rodal, siguiendo criterios selvícolas homogéneos, es un buen indicador del grado en que se aproxima al "monte objetivo", concepto que siempre hay que entender con la máxima flexibilidad (Cléré-les-Pins, Francia).

Fuente: Froilán Sevilla.

Pero con los conocimientos, la experiencia y el cuidado necesarios las cosas cambian diametralmente: cada intervención es una oportunidad para mejorar la situación y cumplir más eficazmente los objetivos que se esperan del monte. En un rodal boscoso, el número de claras correctamente ejecutadas es un buen indicador del grado de aproximación a la estructura deseada. Cada vez que se corta en un rodal, se recorre toda su superficie, se señalan los pies a apear así como otros que se deben preservar de daños, se detectan problemas o evoluciones inesperadas, se deciden soluciones sobre la marcha, se favorece el vigor de los pies remanentes, se matizan (a veces decisivamente) a conveniencia las tendencias sucesionales, etc.

Recomendaciones para su aplicación

La gestión forestal no se improvisa. Requiere decisión, personal, medios y, sobre todo, conocimientos. Éstos en buena parte deben provenir de la experiencia. Teniendo en cuenta la enorme heterogeneidad de los ecosistemas ibéricos, y la idiosincrasia de las poblaciones rurales (que no es independiente de lo anterior), el conocimiento de las peculiaridades locales es fundamental, así como el bagaje de ensayos, errores y mejoras acumulados. Los sistemas de decisiones tomadas en un alto nivel e implementadas sobre el terreno sólo pueden tener éxito en ecología si los encargados de aplicar efectivamente las directrices en el campo reúnen los conocimientos suficientes y tienen la capacidad de matizar las órdenes recibidas de forma que la realidad sobre el terreno sirva para afinar las decisiones ejecutivas. Donde la gestión forestal ha caído bajo mínimos, conviene que su reinstauración sea progresiva, para evitar errores de calado que acaben por convencer a amplios sectores de que se estaba mejor sin esa gestión.

Aprovechamiento regular y organizado no implica siempre intervenir. De hecho, en la España actual existen muchos bosques jóvenes en los que se deben permitir, sin casi interferencia, procesos espontáneos como la capitalización de existencias, la adecuada conformación de los fustes, el secado de las ramas basales o la expulsión del matorral heliófilo.

En el esquema de claras por lo alto repetidas indefinidamente, cuando los árboles que se cortan adquieren un gran tamaño, la acción se convierte en una corta de regeneración: la entresacas, sin que exista con las claras previas una diferencia de sustancia, sino tan sólo cuantitativa (ver Figura 4, en la que una clara se ha convertido, inopinadamente, en corta de regeneración). En la situación actual de los bosques españoles, jóvenes en su mayor parte, las claras deberían ser las operaciones dominantes.

La irregularidad es un resultado habitual del sistema de claras por lo alto repetidas con periodos de recurrencia relativamente cortos. Pero es conveniente desmitificar cualquier tipo de bondad general en la irregularidad: como con todo, depende de las características concretas y de la extensión y ubicación en espacio y tiempo de los bosques irregulares. No hay receta que sustituya al conocimiento ecológico particularizado a cada situación. Es importante ver a la irregularidad como una consecuencia del tipo de selvicultura aplicada, que busca objetivos concretos (dinero, hábitat u otros): el carácter de irregular no debe convertirse en un fin en sí mismo, como ocurrió en el pasado con la clímax o más modernamente con la imitación del régimen natural de renovaciones; todo esto es sólo adecuado en la medida que nos sirve para cumplir los objetivos reales que deben basarse en beneficios esperados (económicos, ecológicos o sociales) y no en preferencia apriorística por una u otra estructura, composición específica o régimen de renovaciones.

La ecología y la incertidumbre

La incertidumbre es inherente a la predicción en cualquier sistema complejo, como lo son los ecosistemas forestales. Hay que dejar de ver la incertidumbre como un inconveniente para apreciarla como parte de la esencia ecológica. Los que logren conocer mejor el funcionamiento ecosistémico tendrán una ventaja decisiva en un mundo regido por la competencia, y percibirán la incertidumbre como una aliada.

A medida que va mejorando el conocimiento ecológico van quedando claras sus lagunas, que se pueden sintetizar en la imposibilidad de anticipar con precisión los eventos renovadores futuros. No obstante, es importante dejar de ver estos eventos como algo imprevisible e incontrolable: se deben planificar pero siempre desde la asunción de la incertidumbre inherente, y tener diseñadas las líneas generales de la respuesta ante eventos imprevistos.

El régimen de renovaciones es por sus características esenciales inconstante e incierto. Pero si añadimos a estos atributos inherentes el hecho de que hace medio siglo ese régimen se revolucionó de una forma radical, es fácil comprender que vivimos una época en la que las predicciones son más arriesgadas: las trayectorias ecológicas, tras siglos de sistema agrario tradicional finalizados abruptamente, son novedosas, y remarcan la futilidad de cualquier intento por encasillar las rutas ecológicas (ver Figura 6).

Desde la perspectiva de una ecología práctica, basada en una cuidadosa dosificación en la aplicación de eventos renovadores, el cambio climático, inducido o no por el hombre, es una de las fuentes más evidentes de incertidumbre; junto con las imprevisibles dinámicas de las sociedades humanas configura complejos escenarios futuros. En este sentido, los eventos frecuentes y de pequeña intensidad son especialmente adecuados para mitigar los efectos previstos del cambio global en el que nos vemos inmersos: el mantenimiento del microclima forestal, a la vez que la paulatina reducción de la espesura, pueden juzgarse como ingredientes de una estrategia frente a un aumento de temperaturas, disminución de la humedad relativa, aumento de la irregularidad en las precipitaciones y en general de todo tipo de eventos intensos como vendavales o sequías severas; y la aplicación generalizada de la selvicultura, con aprovechamientos rentables que repercutan en el desarrollo de las comunidades rurales, la mejor medida preventiva frente a incendios que se prevén cada vez más extensos, no sólo por las mencionadas tendencias climáticas sino también por la mayor continuidad de combustibles fruto del descenso de la presión sobre el monte. Otra fuente relevante de incertidumbre es la que deriva de las variaciones en el mercado de los productos forestales; para responder a ellas, el gestor forestal debe integrar el oportunismo en sus estrategias a largo plazo.

Consideraciones finales

Las intervenciones frecuentes y poco intensas ayudan a prevenir eventos más drásticos, pero también es muy importante controlar que el efecto de otros agentes distintos al gestor forestal desbarate las previsiones. En este sentido, un problema habitual y reciente, que deriva de la desconexión de la caza y la gestión de los montes, es que la proliferación de grandes ungulados silvestres, con un efecto insidioso, impide una dirección efectiva de los procesos de regeneración, e incluso compromete la persistencia de ciertas formaciones y de especies como el urogallo. Algo semejante se podría decir respecto a los incendios de suelo de finales de invierno o principios de primavera, característicos de muchos bosques del norte de España: si se repiten con frecuencia determinan la estructura y composición forestales, e incluso llevan a la desaparición del bosque. Cuando no existe un afán real en el control de los procesos, basado en un conocimiento de la dinámica forestal, y un seguimiento efectivo, no se perciben las desviaciones respecto a los resultados esperados, y eso explica por qué pasan desapercibidos factores clave cuando no tienen un efecto llamativo a corto plazo.

En general, y desgraciadamente, los asuntos ecológicos llegan a la sociedad a través de imágenes impactantes. Y, lo que es más lamentable, parece que eso mismo es lo que preocupa a técnicos y científicos, que minusvaloran sistemáticamente eventos poco impactantes pero decisivos a medio y largo plazo. Esto último se explica cuando no se fijan objetivos concisos y no se conocen ni la dinámica ecológica del lugar ni las acciones precisas para alcanzar las metas previstas: en el mundo etéreo en el que se mueve la ecología forestal en España, es mucho más fácil estudiar lo inaprensible, como la clímax, o como se hace con poca base al asociar algunas dinámicas al cambio climático en lugar de a eventos con relación causal mucho más clara. Al analizar lo que se identifica como un problema se deberían evaluar primero los factores causales más directos (como la excesiva presión de fitófagos para la falta de regeneración) y sólo al descartarlos recurrir a otros más escurridizos, como el clima o los factores genéticos, que por su ubicuidad sirven para explicar todo lo que no se conoce bien.

El seguimiento del monte se realiza en el sistema propuesto a través de los flujos (aprovechamientos, que se cuantifican con precisión ya que alguien paga por un producto que otro vende), de las observaciones con ocasión de los aprovechamientos, y no con costosos inventarios como ha sido más la norma. Los flujos (cortas, pastoreo, caza, etc.) deben tener referencias espaciales explícitas para que la ingente información generada sea relevante, y como forma más sencilla de organización de la misma (en un sistema de información geográfica). Todo se debe referir a la unidad espacial adecuada: cortas en rodales, pastoreo en parcela vallada o delimitada por límites físicos, caza de forma más difusa en unidades territoriales de tamaño mayor cuanto mayor sean las áreas de campeo de las especies cinegéticas.

Una consecuencia lógica del seguimiento continuo de flujos es la sustitución de las costosas revisiones de ordenaciones por un sistema de "ordenación continua", en la que toda la organización del monte se podría adaptar al instante en función de los requerimientos del momento, incluyendo no solo las volubles condiciones de mercado o eventos imprevistos, sino también el cambio en los objetivos generales si existen acuerdos en este sentido por parte de los actores con capacidad de tomar esa decisión.

Las reticencias de los gestores frente a los rodales multigeneracionales y pluriespecíficos, alegando las dificultades de manejo que entrañan, lo que muestran es sobre todo las grandes limitaciones a las que está sometida la gestión forestal en España. Desde luego, si se asocian bosques irregulares a esquemas rígidos de distribución diamétrica de los pies, no es de extrañar que el gestor, abrumado por los excesivos requerimientos, opte por sistemas aparentemente más simples, en lo que podríamos denominar "la maldición de Liocourt". En realidad las dificultades son llamativas sólo cuando se comparan las claras y cortas por entresaca con sistemas selvícolas muy simplificados, casi agronómicos: pocas o ninguna clara, corta a hecho, repoblación artificial. Si se asume que tanto en bosques regulares como irregulares hay que efectuar muchas claras (en irregulares se confunden con entresacas), marcar todos los pies a cortar, y que es preciso un control concienzudo de las operaciones de apeo y desembosque (para evitar erosiones y daños a la regeneración y a los pies remanentes), las diferencias de complejidad en la gestión dejan de ser decisivas a la hora de decantarse por un tipo u otro de bosque. Y por eso el selvicultor no debería albergar temor alguno por los objetivos que se le demanden: para alcanzar la excelencia en su cumplimiento todos exigirán un cuidadoso trabajo y una atención a los detalles.

Sería importante, en aras a la diversidad, que no todos los bosques fuesen irregulares, pero al menos por un siglo este asunto no debería ser una fuente de preocupaciones en España. Transcurrido ese periodo, ni siquiera con el mayor consenso sobre la forma de cortar, habría que temer la excesiva irregularización: sólo con el fuego como agente que provoca renovaciones enérgicas es suficiente para garantizar un buen número de bosques regularizados en climas con sequías recurrentes. En todo caso, en Suiza, donde han logrado que casi todos los bosques sean irregulares como producto de organizadas cortas por entresaca, no parece manifestarse gran temor por los efectos negativos en la diversidad.

En general, con cualquier sistema de gestión forestal, buscar maximizar el dinero a largo plazo es una buena guía ecológica para la toma de decisiones: el dinero tiene la virtud de sintetizar información de muy variados caracteres y procedencias. Es importante apostar por productos de calidad, sobre todo en un país como España con un precio de la mano de obra relativamente elevado. Pero ello no debe impedir aprovechar coyunturas, como la actual, en la que cualquier tipo de madera sin calidad tiene un buen precio, para su uso como combustible.

La capacidad de anticiparse a los acontecimientos debería ser un objetivo irrenunciable en la gestión científica de los ecosistemas, pues la base de la ciencia es mejorar las siempre imperfectas predicciones. Y la gestión a remolque la constatación más clara de su fracaso. Es importante ir ensayando en la naturaleza las actuaciones anticipadoras como único medio para ir refinando la gestión y las capacidades predictivas: la peor opción es la parálisis generada por la incertidumbre.

P.A. Tíscar[1*], A.D. García-Abril[2], M. Aguilar[2,3], A. Solís[3]

[1] *Centro de Capacitación y Experimentación Forestal. 23470 Cazorla (Jaén)*
[2] *Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid*
[3] *Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 19071 Guadalajara*
[*] *Correo electrónico: pedroa.tiscar@juntadeandalucia.es*

51 Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza: potencialidades y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos como medida de adaptación al cambio climático

Resultados clave

- La gestión forestal próxima a la naturaleza genera bosques estructuralmente diversos de manera congruente con la heterogeneidad subyacente de condiciones ecológicas, e imita los regímenes naturales de perturbaciones menores.
- Se basa en intervenciones frecuentes orientadas por principios económicos y ecológicos, que coincidencon la idea de gestión adaptativa y de gestión forestal sostenible.
- La aplicación de la gestión forestal próxima a la naturaleza en un escenario de cambio climático se puede fundamentar científicamente. Por esta razón, sería recomendable ensayarla en los pinares de *Pinus nigra*, *P. sylvestris* y *P. uncinata* como medida de adaptación al cambio climático.
- Entre otras fortalezas, la gestión forestal próxima a la naturaleza es conveniente para la gestión de los montes privados y de poca extensión, que abarcan más del 60% de la superficie forestal española.

Contexto. Gestión adaptativa frente al cambio climático y gestión forestal próxima a la naturaleza

El ejercicio de la gestión forestal se viene revisando desde la Cumbre de Río de Janeiro de 1992 (CNUMAD 1992) por al menos dos razones: (i) incorporar a sus principios y técnicas los criterios de sostenibilidad, en particular el mantenimiento de la biodiversidad en los bosques explotados por una sociedad que demanda recursos forestales, (ii) y, ya durante los últimos años, adaptarse a las consecuencias del cambio climático (Hunter 1999, Vericat et al. 2012, Camprodon 2011, FSC 1996, PEFC 2008). Estas exigencias de sostenibilidad y de adaptación al cambio climático adolecen de fuertes incertidumbres que dificultan la toma de decisiones en un sector donde, por otro lado, los gestores disponen de pocos recursos.

El mantenimiento de la biodiversidad presenta incertidumbres relacionadas con la naturaleza inconmensurable del propio concepto. Así, el número de especies que habitan el bosque es enorme y nunca podremos estar seguros de cómo interfiere la gestión forestal con su conservación. La principal incertidumbre respecto del cambio climático procede del nivel de predicción de los modelos existentes. Estos delinean un escenario general de temperaturas elevadas y pautas de lluvia alteradas, pero son incapaces de predecir la dirección y magnitud del cambio a la pequeña escala que necesita el gestor forestal. Esta baja resolución es más evidente en las zonas montañosas, refugio de la mayor parte de los bosques que nos quedan, donde las pautas locales de precipitación y evapotranspiración están fuertemente determinadas por la geomorfología (Linares & Tíscar 2010).

La gestión adaptativa se ha propuesto como una estrategia adecuada para superar estas y otras incertidumbres relacionadas con la gestión forestal en un mundo cambiante y, por tanto, constituye un marco conceptual adecuado para afrontar la gestión del bosque en un escenario de cambio climático. Concretamente, la gestión adaptativa propone utilizar cada actividad selvícola como parte de un experimento realizado a gran escala para comprobar hipótesis y/o validar predicciones realizadas a partir de nuestro conocimiento científico, con el objetivo último de mejorar la gestión forestal (Vericat et al. 2012, Bravo et al. 2008). Se trataría, pues, de una gestión dinámica, basada en el seguimiento continuado de los tratamientos aplicados y en la consideración del monte como un gigantesco laboratorio. Este enfoque

recuerda, hasta cierto punto, la ordenación de montes tradicional, apoyada igualmente en la repetición de sucesivos inventarios forestales, pero se diferencia de esta en que no existen objetivos de diseño de la masa forestal. Como se verá en el apartado siguiente, los procedimientos de la Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza (GFPN) están fuertemente apoyados en los procesos naturales que actúan sobre el ecosistema forestal en cada momento y son muy flexibles. Por tanto, serían fácilmente incorporables a la gestión de los montes aprovechados bajo un contexto adaptativo.

Gestión adaptativa, mantenimiento de la biodiversidad y adaptación al cambio climático son conceptos que emanan de la preocupación creciente por los problemas de conservación de la naturaleza, especialmente graves en los bosques. La concienciación medio ambiental no es moderna en el mundo de la gestión forestal. La inquietud presente es similar a la de forestales ilustres que proclamaron una "vuelta a la naturaleza" en las formas de gestión a finales del siglo XIX y principios del XX (Barcenilla et al. 2005, Pommerening & Murphy 2004). Entre ellos, Möller (1923) acuñó el término *Dauerwald* (bosque continuo), para referirse a un tratamiento selvícola basado en la permanencia de cada árbol que crece con vigor y no perjudica el crecimiento de otro de calidad mejor, tal y como ya se venían gestionado en aquella época los pinares de silvestre del estado alemán Sajonia-Anhalt. La Asociación para la Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza, nacida en 1.989 como una asociación de forestales europeos que practican una gestión forestal profundamente apoyada en los procesos naturales, proviene de esa tradición centenaria (www.prosilva.org.es).

El objetivo de este trabajo es justificar la utilidad de la GFPN como medida de adaptación de los bosques y biodiversidad frente al cambio climático. Los procedimientos de la GFPN y su denominación nacieron en un determinado contexto de la gestión forestal a nivel europeo. Necesariamente, utilizaremos la expresión GFPN a lo largo del texto para referirnos a esta práctica selvícola, pues así ha dado en llamarse, sin que sea nuestra intención proponer una escala de proximidad a la naturaleza de los diferentes tratamientos selvícolas aplicados en España. Uno de los atractivos de la GFPN es que ya está ensayada y viene haciendo su recorrido de gestión adaptativa desde hace un siglo, al menos en los bosques centroeuropeos. La GFPN partiría, pues, con ventaja dentro del amplio conjunto de selviculturas propuestas durante la década de 1990 para favorecer la biodiversidad e incrementar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas forestales (Pommerening & Murphy 2004, O'Hara 1998).

Figura 1.

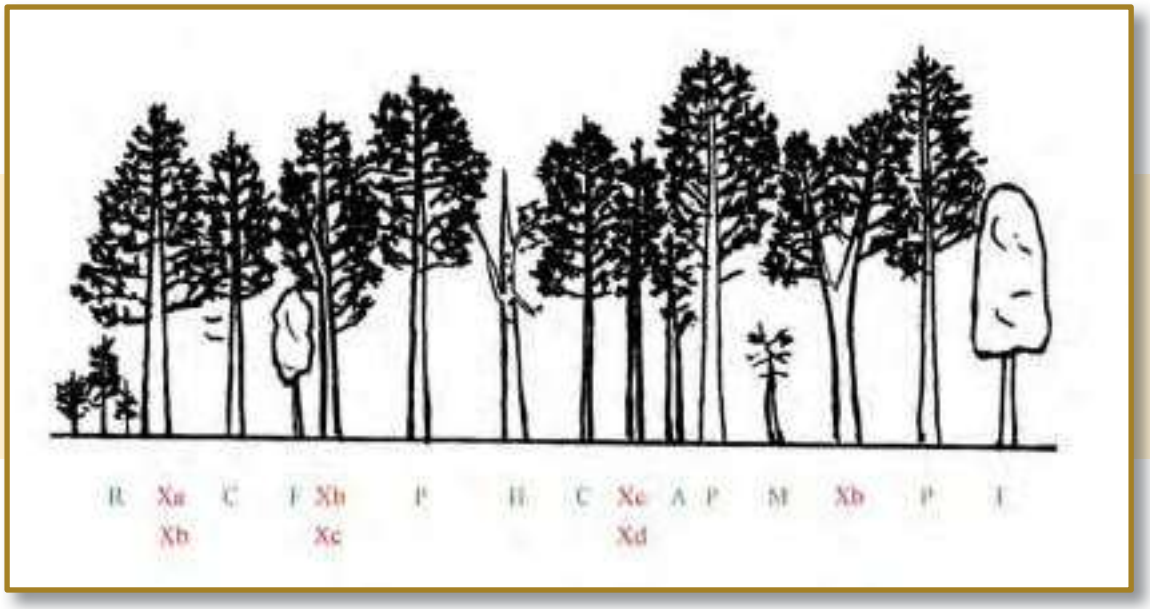


Figura 1. Esquema que muestra los criterios utilizados en gestión forestal próxima a la naturaleza para decidir sobre la permanencia o corta de cada árbol.

Árboles a mantener

R: árboles pertenecientes a la clase regenerados.
C: árboles bien conformados en fase de crecimiento rápido (árboles de futuro).
F: especies poco representadas, por ejemplo, frondosas en los bosques de pinar.
P: árboles con vigor, que acumulan madera de calidad y será más lucrativo cortarlos en un futuro próximo.
H: árboles mal conformados o árboles moribundos que constituyen hábitats de importancia para la biodiversidad.
A: árboles que ayudan a la producción (sombreado de fustes, defensa frente al ganado…) o protegen los regenerados.
M: árboles mediocres, cuya extracción no es rentable y su permanencia en el monte no constituye ningún peligro.
Los riesgos de incendios y plagas derivados de la presencia de madera muerta en el monte están probablemente sobreestimados (Castro et al. 2009; Rodríguez et al. 2013; WWF 2004).

Árboles a cortar

Xa: árbol maduro (árbol del presente) que se corta para obtener ingresos y favorecer el desarrollo de árboles de futuro o de regenerados (corta de liberación).
Xb: árboles que molestan el desarrollo de otros de mejor calidad.
Xc: árboles que molestan el normal desarrollo de especies poco representadas.
Xd: cortas para adecuar la densidad.

Fuente: Elaborado a partir de García-Abril & Grande (2005).

Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza: descripción y procedimiento general

Los procedimientos de la GFPN han sido ampliamente descritos (de Turckheim 1992, García-Abril 2006, García-Abril & Grande 2005, Martín-Fernández & García-Abril 2005). Básicamente, la GFPN preconiza el uso del árbol como unidad de gestión de la masa forestal. Es una gestión cuidadosa que juzga el destino de cada árbol según las funciones económicas y ecológicas que realiza a nivel del rodal. Las cortas se centran en los árboles de suficiente diámetro que han alcanzado su máximo valor económico (madera de buena calidad) para la especie y calidad de estación del lugar. Consecuentemente, cualquier árbol permanecerá en el rodal si continúa incrementando su valor económico y/o está ayudando a la acumulación de valor en otros árboles, o si, sin tener ninguna ventaja económica o selvícola apreciable, su permanencia no origina ningún perjuicio y puede cumplir funciones paisajísticas, de refugio o de aumento de la diversidad biológica. La corta de árboles en la GFPN no está afectada por el deseo de lograr una distribución equilibrada de edades dentro de parcelas de superficie predeterminada, como son el cuartel (parcelas de 300-500 ha; de la Hoz et al. 2006) o aún el monte que contiene varios cuarteles. En su lugar, los árboles se cortan de acuerdo con las funciones que realizan y su vitalidad intrínseca (resultado de la interacción del genotipo del árbol con los factores ambientales), y no hay límite temporal para que un árbol permanezca en el monte. Este procedimiento y la actuación puntual en pequeños grupos provocan la irregularización de la estructura forestal como una consecuencia, no como un objetivo. De este modo, los gestores que aplican GFPN no se centran tanto en el mantenimiento de una distribución diamétrica ideal, en forma de *J invertida* (Serrada 1999), como en los elementos estructurales más significativos para generar la complejidad y heterogeneidad características de las estructuras irregulares, generalmente estables y resilientes frente a las perturbaciones abióticas y bióticas (Otto 1998). La Figura 1 ilustra esquemáticamente la aplicación de los criterios de corta de la GFPN.

Llegados a este punto, vale la pena recordar que en la gestión de los bosques con aprovechamiento maderero interactúan dos ramas de la ciencia forestal: la selvicultura y la ordenación de montes. La selvicultura proporciona criterios para decidir qué árboles se apearán en cada zona de corta (una fracción de la superficie total del cuartel), mientras que la ordenación de montes indica cuándo y dónde localizar esas zonas de corta para conseguir en el largo plazo una población de árboles con una distribución equilibrada de edades (modelo de monte normal). Al quedar la aplicación de la selvicultura articulada dentro de la planificación espaciotemporal de la ordenación de montes, el modelo de monte normal ha influido fuertemente sobre la práctica de la selvicultura en todos los países con una tradición forestal (Puettmann et al. 2009). En el caso de España, el conjunto de procedimientos para conseguir un modelo de monte normal (métodos de ordenación) y los tratamientos selvícolas asociados se recogen normativamente desde 1.857 en las llamadas *Instrucciones de Ordenación de Montes* (González et al. 2006, de la Hoz et al. 2004). La distribución diamétrica en forma de *J invertida* resulta de la aplicación del modelo de monte normal en masas forestales irregulares, es decir, esas en donde los árboles pertenecientes a varias clases de edad aparecen mezclados a la escala de pocas hectáreas. Este modelo de distribución ha sido criticado desde diferentes puntos de vista, porque parece resultar de una conveniencia matemática con poca fundamentación ecológica (O'Hara 1998, Pommerening & Murphy 2004). La ausencia de un modelo de monte normal es una de las características que diferencia la GFPN de las cortas por entresaca y aun de las cortas por huroneo (*sensu* Serrada 1999). Ciertamente, la GFPN y el huroneo tienen en común su flexibilidad, pero las cortas por huroneo se han aplicado tradicionalmente en España a montes protectores con un objetivo predominante de conservación. Por el contrario, los objetivos económicos están muy marcados en la GFPN, que se propone tanto para montes protectores como productores. La GFPN no se debería ver, pues, como una denominación de nuevo cuño utilizada para nombrar tratamientos selvícolas que ya se conocían y aplicaban en los montes españoles.

Interés de la gestión forestal próxima a la naturaleza para la adaptación de los bosques y biodiversidad al cambio climático

La literatura publicada hasta la fecha con recomendaciones para la adaptación de los bosques españoles al cambio climático contiene una relación de los tratamientos selvícolas aplicados tradicionalmente en España y un análisis de su posible utilidad en un escenario cambiante, pero no incluye ninguna medida de adaptación específica (Serrada et al. 2011, Vericat et al. 2012). Por ejemplo, para las masas de *Pinus nigra*, *P. sylvestris* y *P. uncinata* que pueblan buena parte de las montañas españolas bajo clima mediterráneo, se recomienda mantener los tratamientos selvícolas actuales por *aclareo sucesivo y uniforme* o por *entrasaca regularizada* (Serrada et al. 2011). Esta circunstancia se podría justificar por la incertidumbre, ya comentada, en torno a las predicciones derivadas de los modelos de cambio climático: ante la duda, seguir aplicando lo que se sabe que más o menos funciona. De hecho, la utilidad potencial de la selvicultura aplicada tradicionalmente está contrastada por la experiencia en las condiciones ambientales limitantes de muchos montes españoles, localizados en áreas de marginalidad geográfica o estacional. Precisamente, las condiciones de marginalidad estacional se harán más frecuentes en las montañas mediterráneas como consecuencia del incremento de la temperatura y la alteración del régimen pluviométrico predicho por los modelos de cambio climático (Lindner et al. 2010, Serrada et al. 2011). Esta situación dará lugar a procesos generalizados de decaimiento en bosques de *Pinus nigra* (Candel-Pérez et al. 2012) y *P. sylvestris* (Vilà-Cabrera et al. 2013), más probables en el límite altitudinal inferior de su área de distribución. Por otro lado, está generalmente admitido que el abandono del medio rural y de la gestión forestal incrementan el riesgo de incendio y de otras perturbaciones que amenazan la persistencia de los montes arbolados. Así, frente a los riesgos derivados de la falta de intervención observada en muchos montes españoles, resulta lógico recordar la urgencia y necesidad de hacer selvicultura, aunque sea conforme a los criterios más tradicionales y canónicos. Las razones mencionadas pueden haber influido también para que la gestión de los montes españoles se haya mantenido prácticamente invariable a lo largo del siglo XX, pese a los cambios de paradigma acontecidos en la gestión forestal durante ese

tiempo: desde la preponderancia del criterio económico, a la introducción de los criterios de uso múltiple en los años 1960, los de sostenibilidad y biodiversidad en los años 1990 y, ya recientemente, la adaptación al cambio climático. Por el contrario, la práctica de la selvicultura sí se ha revisado críticamente en otros países durante las últimas décadas (Pommerening & Murphy 2004, Puetmann et al. 2009, Seymour & Hunter 1999). Finalmente, el estado de conocimiento actual permite proponer un marco conceptual de estrategias generales de adaptación al cambio climático, pero aún no es posible ofrecer soluciones prácticas probadas científicamente a la escala de trabajo de los gestores forestales.

Fruto de la colaboración entre gestores y científicos, Millar et al. (2007) propusieron un marco conceptual para la adaptación al cambio climático, que incluye medidas de resistencia, de resiliencia y de respuesta. La resistencia y resiliencia se pueden incrementar mediante los procedimientos selvícolas y de ordenación de montes que generan heterogeneidad estructural a la escala del rodal y del paisaje (Stephens et al. 2010, Vericat et al. 2012, Noss 2001, Hunter 1999). La heterogeneidad estructural asegura un efecto desigual sobre el territorio forestal de las perturbaciones y una respuesta diferente de los distintos rodales. Adicionalmente, los bosques estructuralmente heterogéneos concentran, al menos teóricamente, una mayor diversidad de hábitats y por tanto de biodiversidad que, a su vez, se correlaciona positivamente con la estabilidad temporal y la capacidad de recuperación de los ecosistemas forestales (Noss 2001). Por último, las medidas adaptativas de respuesta se refieren a la ejecución de tratamientos selvícolas para facilitar los procesos naturales de adaptación, por ejemplo, la sucesión vegetal.

Los montes españoles presentan una gran heterogeneidad ambiental a pequeña escala, por estar localizados mayoritariamente en áreas de montaña. Diferentes estudios han mostrado que las condiciones edáficas y la estructura forestal interactúan con las variables meteorológicas a la escala de unos pocos metros cuadrados para determinar los procesos de decaimiento y de regeneración que se verán influidos por el cambio climático (Vilà-Cabrera et al. 2013, Candel-Pérez et al. 2012). En particular, junto con la estructura, las propiedades físico-químicas del suelo pueden variar cada poca distancia en la montaña mediterránea (Herrera 2002), resultando en una gran variabilidad de lo que podríamos llamar la *calidad de estación puntual* en torno a cada árbol individual. Por su flexibilidad y procedimiento de actuación, la GFPN rastrea la heterogeneidad ambiental más congruentemente que otros métodos de corta, para así generar una diversidad estructural que se puede explicar por la variabilidad de las condiciones ambientales, antes que por la aplicación de las prescripciones de un método selvícola. La GFPN es, adicionalmente, adecuada para recrear convenientemente un régimen natural de perturbaciones menores, es decir, frecuentes y de pequeña superficie (Oliver & Larson 1996).

Esta cuestión es importante, porque el mantenimiento de la biodiversidad en los montes explotados dependerá finalmente de la habilidad de los gestores para recrear el régimen natural de perturbaciones y el rango de variabilidad natural de la estructura forestal durante la ejecución de los aprovechamientos madereros, y esto se puede relacionar con la resistencia, resiliencia y capacidad de respuesta de los bosques ante el cambio climático (Noss 2001, Spittlehouse & Stewart 2003, Seymour y Hunter 1999, Tíscar 2009). Adicionalmente, establecer analogías entre el régimen natural de perturbaciones y la selvicultura (Seymour & Hunter 1999, Oliver & Larson 1996) puede ser más adecuado, para afrontar la adaptación de los bosques al cambio climático, que la tradicional asociación entre tratamientos selvícolas

Tabla 1. Relación de trabajos que permiten establecer un posible ambiente evolutivo para la especie *Pinus nigra subsp. salzmannii en* las montañas españolas.

Trabajos Consultados	Metodología empleada	Información proporcionada
Carrión & Díez 2004	Palinología	Vegetación pasada / cambios en el clima
Tíscar et al. 2011	Registros históricos	Situación en el pasado reciente
Candel-Pérez et al. 2012 Fulé et al. 2008 Linares & Tíscar 2010	Dendroecología	Régimen de perturbaciones
Lucas-Borja et al. 2012 Martín-Benito et al. 2009 Tapias et al. 2004 Tíscar 2009	Autoecología	Régimen de perturbaciones / Dinámica forestal
Tíscar 2005 Tíscar & Linares 2011	Descripción áreas naturales	Rango variación natural

Figura 2.

Figura 2. Pino salgareño (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) desarraigado como consecuencia de una fuerte nevada en la sierra de Cazorla (ejemplo de perturbación puntual).

Fuente: P.A. Tíscar.

y *temperamento* (una clasificación relativa sobre la tolerancia de los árboles jóvenes a la sombra). Existen al menos dos razones para ello. En primer lugar, porque la interacción de facilitación entre los regenerados y el dosel arbóreo puede ayudar a la regeneración de las especies arbóreas independientemente de su temperamento en las condiciones de aridez que se esperan como consecuencia del cambio climático (Tíscar & Linares 2013). En segundo lugar, porque incluso las especies consideradas tradicionalmente de temperamento robusto, es decir, esas cuyos regenerados sólo se desarrollarían en espacios abiertos a pleno sol, pueden gestionarse en condiciones de estructura irregular (Barbeito et al. 2008, Calama et al. 2005).

Fundamentos científicos para la aplicación de la gestión forestal próxima a la naturaleza en los pinares de montaña mediterráneos

El interés por recrear el régimen natural de perturbaciones mediante el método de corta (una perturbación artificial) reside en su utilidad para mantener indirectamente el ambiente evolutivo y los hábitats de las diferentes especies que componen la biodiversidad forestal, asegurando así su conservación y su contribución a la resistencia y resiliencia del ecosistema forestal (Moore et al. 1999, Tíscar 2009). La Tabla 1 ofrece una relación de trabajos científicos y fuentes de información, que permiten caracterizar el ambiente evolutivo de los bosques de pino salgareño (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*), una especie que comparte ambiente evolutivo con los pinos silvestres (*Pinus sylvestris*) y los pinos negros (*Pinus uncinata*) en las montañas españolas (Tapias et al. 2004).

Los estudios palinológicos evidencian que los pinares monoespecíficos con intermisiones de quercíneas han conformado la vegetación más conspicua en términos de abundancia-dominancia de las montañas españolas bajo diferentes climas durante los últimos 8.000 años (Carrión & Díez 2004). Los bosques de pino salgareño y pino silvestre dominaron la vegetación del este de la Península Ibérica al principio de ese período y hasta hace 6.000 años, cuando los incendios forestales de origen antrópico comenzaron a ser frecuentes (Ojeda 2004). De hecho, diferentes características funcionales y morfológicas de los pinos salgareños, silvestres y negros indican que el fuego no ha constituido una parte importante de su ambiente evolutivo (Tapias et al. 2004). Las extensas prospecciones dendrocronológicas realizadas en masas de pino salgareño vienen a confirmar esta impresión (Linares & Tíscar 2010, Gutiérrez comunicación personal). Estos resultados indican que las perturbaciones naturales dominantes en los pinares de montaña serían de tipo puntual (Figura 2), es decir, actuarían de manera dispersa, con un intervalo de retorno próximo a la longevidad de los árboles y afectando a pequeñas superficies cada vez. Aunque los rangos de variabilidad específicos de la pauta espacial, intervalo de retorno y severidad del régimen natural de perturbaciones está por determinar en los pinares de montaña mediterráneos, no hay duda de que las perturbaciones puntuales generan estructuras irregularizadas dominadas por árboles de gran diámetro, tal y como se observa en un pinar giennense de unas 45 hectáreas de superficie, apenas afectado por la intervención humana (Figuras 3 y 4). En Tíscar & Linares (2011) se puede encontrar información adicional sobre este lugar. Como la estructura forestal resulta de la interacción entre los procesos de mortalidad y regeneración de las especies arbóreas, las perturbaciones puntuales deben complementarse con cierta tolerancia a la sombra de los regenerados de pino, de lo contrario, no

Figura 3.

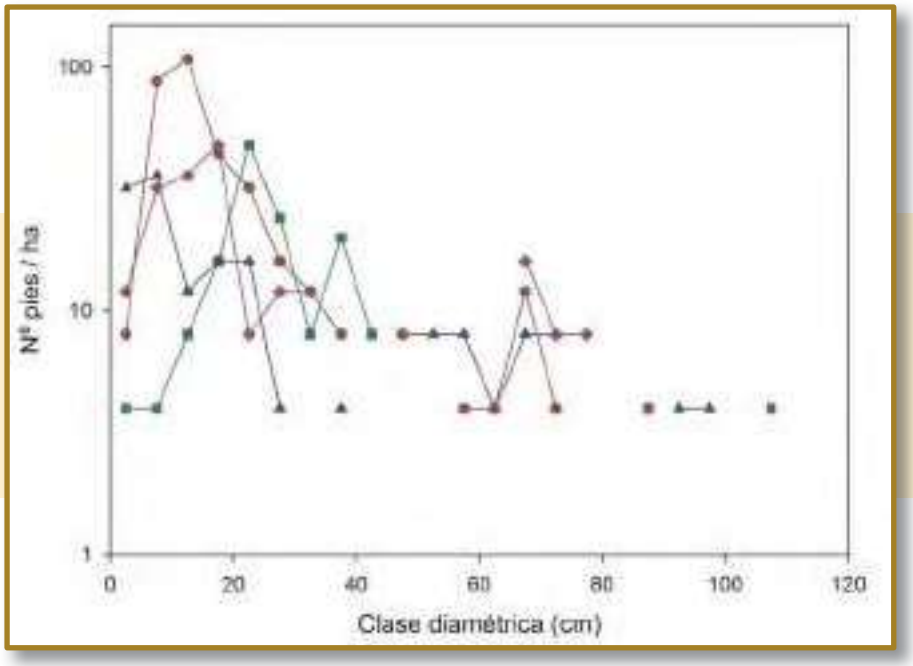


Figura 3. Distribución diamétrica en cuatro parcelas de 50x50 m² localizadas al azar dentro de un rodal de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* de la Sierra del Pozo (Jaén), apenas alterado por la explotación forestal. Nótese la escala logarítmica del eje vertical.

Fuente: Elaboración propia.

aparecerían las estructuras irregularizadas observadas. De manera congruente con esa dinámica natural de apertura de huecos que representan las perturbaciones puntuales, se ha observado que *Pinus nigra* regenera correctamente en aperturas del dosel de 100-1.400 m² (Tíscar & Ruiz 2005).

No obstante, los regenerados de pino muestran una elevada plasticidad fenotípica (Zavala et al. 2011). Esta capacidad fisiológica les permite instalarse bajo distintos grados de sombra, aunque se haya utilizado extensamente su aptitud para regenerar en grandes aberturas del dosel y en suelos removidos. Así por ejemplo, *Pinus sylvestris* regenera en espesuras comprendidas entre los 28 m²/ha y 52 m²/ha de área basal en el Pinar de Valsaín, donde el período de regeneración llega con frecuencia a los 60 años en los tratamientos de aclareo sucesivo (Donés 1997). Esto indica que los regenerados de pino silvestre, menos tolerantes a la sombra que los de pino salgareño y pino negro, también necesitan de cobertura para desarrollarse durante los primeros años. De hecho, existen varios ejemplos de pinares de silvestre tratados mediante cortas discontinuas (Bravo-Fernández et al. 2009, Blanco et al. 2005), que son los tratamientos selvícolas análogos a las perturbaciones puntuales, establecidas aquí como predominantes en los pinares de montaña mediterráneos. En cualquier caso, no deberían confundirse las condiciones adecuadas para el primer establecimiento de los regenerados con aquellas necesarias para su crecimiento y desarrollo (Rubio et al. 2009, Lucas-Borja et al. 2012); a este respecto, la GFPN incluye en sus procedimientos las cortas de liberación

Figura 4.

Figura 4. Vista de un rodal de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* de la Sierra del Pozo (Jaén), apenas alterado por la explotación forestal.

Fuente: P.A. Tíscar.

(Figura 1). Por último, mencionar que los ejemplos comentados aquí para pino salgareño y pino silvestre son extensibles al pino negro, ya que es razonable esperar que las tres especies de pino respondan a la GFPN de manera similar, en tanto y cuanto todas ellas comparten el mismo ambiente evolutivo.

Recomendaciones para su aplicación

Los montes españoles son heterogéneos. Probablemente, la gestión de esa diversidad necesita de una diversidad de actuaciones, es decir, no hacer lo mismo en todos los sitios. Por esta razón, somos conscientes de lo incongruente que sería recomendar una sola acción para la adaptación al cambio climático de los bosques y biodiversidad de España en un marco de gestión adaptativa, pero defendemos y justificamos la utilidad potencial de la GFPN como medida de adaptación con los argumentos ya expresados.

El uso de la GFPN tendrá más posibilidad de extenderse por los pinares de montaña, si su aplicación se alterna espacialmente con otros tratamientos selvícolas más comunes. La ejecución de esta variedad de tratamientos se puede planificar espacio-temporalmente, y a diversas escalas, mediante el método de ordenación por rodales; los demás métodos de ordenación son menos interesantes para la ordenación de masas naturales en un marco de gestión adaptativa, pues son obligatoriamente finalistas en la consecución del objetivo de renta constante o modelo de monte normal (González et al. 2006, García-López 1994, Tíscar 2009). Aun así, se puede recurrir a los modelos de ciclo forestal (Emboorg 2000) para orientar los resultados a largo plazo de la GFPN (Tabla 2).

La GFPN es una opción de gestión muy conveniente para los montes privados y de poca superficie. Según el Ministerio de Medio Ambiente (1999), el 64% de la superficie forestal española está en manos privadas, siendo la extensión media de esas propiedades de 3 ha. Ciertamente, a los propietarios de estos minifundios no les resulta útil conocer los valores dasométricos de su finca, sino saber cuántos árboles de calidad contiene. Además, los principios de la GFPN vienen a coincidir con la cultura forestal de las poblaciones rurales, que tradicionalmente han realizado una selvicultura a la *esperilla* y a la *espesilla* (Rojo & Montero 2005).

Finalmente, los principios de la GFPN encajan con los objetivos de las claras con selección de árboles de porvenir, consideradas más adecuadas que las tradicionales claras por lo bajo para la adaptación de las masas repobladas al cambio climático (Abellanas et al. 2013, Sevilla 2005). Las primeras proponen centrar la selvicultura sobre un determinado número de árboles preseleccionados por su gran calidad maderera y potencialidad de desarrollo, mientras que las claras por lo bajo se ocupan de cortar extensiva y repetidamente los árboles de peor calidad por toda la superficie repoblada (Serrada 1999). Como resultado, las claras por lo bajo generan estructuras menos heterogéneas y resistentes. Desde 2008, existe una red demostrativa de montes gestionados con criterios de gestión prosílvica, que cuenta con la colaboración de las Administraciones forestales de Asturias, Cantabria, Castilla y León, Cataluña, Navarra y País Vasco.

Tabla 2. Porcentajes de superficie actual e ideal según un modelo de ciclo forestal elaborado con la metodología descrita en Emborg et al. (2000), estimados para un bosque de *Pinus nigra subsp. salzmannii* sito en Cañada del Espino (Sierra de Cazorla, Jaén).

Fase del Ciclo Forestal	Según modelo años	Según modelo % superficie	Superficie actual %
Innovación (H < 2 m)	20	5	3
Agradación temprana (D < 50 cm)	130	32,5	84,9
Agradación tardía (Hmáx = 27 m; 50 < D < 80)	200	50	12,1
Biostática (E > 350 años)	>50	12,5	0
Degradación	Variable	-	0
TOTAL (Superficie Mínima Equilibrio 25 ha)	>400	100	100

FTabla 2. H = altura; D = diámetro normal; $H_{máx}$ = altura máxima; E = edad.

INNOVACIÓN: Desde que los árboles nacen hasta que son suficientemente grandes para evitar daños de ungulados. Duración calculada en años mediante un proceso iterativo a partir de la relación altura-crecimiento anual. AGRADACIÓN TEMPRANA: los árboles alcanzan el diámetro de cortabilidad conforme a un criterio tecnológico de selvicultura. AGRADACIÓN TARDÍA: hasta que culmina el crecimiento en altura de los árboles. Duración determinada mediante el análisis de la relación altura-diámetro en 149 pies y métodos dendrocronológicos. BIOSTÁTICA-DEGRADACIÓN, determinadas mediante métodos dendrocronológicos en 10 árboles senescentes con síntomas de decaimiento. Fuente: Tíscar (2004)

Referencias bibliográficas

Abellanas B, Cuadros S, Oliet J (2013) Efecto de los tratamientos selvícolas sobre la estructura espacial de los rodales forestales. *Actas del 6º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Barbeito I, Pardos M, Calama R, Cañellas I (2008) Effect of stand structure on Stone pine (*Pinus pinea* L.) regeneration dynamics. *Forestry* 81:617-629

Barcenilla C, García MD, Garitacelaya J, Garrote J, del Valle J (2005) El papel de la selvicultura próxima a la naturaleza en la problemática actual de la gestión forestal. *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Blanco E, Montané M, Bonet JA (2005) Evolución histórica de la planificación y la gestión del MUP nº 84 "Plana, fenerals i clot de l'arp" de Tuixén (Lleida). *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Bravo F, Bravo-Oviedo A, Ruiz-Peinado R, Montero G (2008) Selvicultura y cambio climático. En: Serrada R, Montero G, Reque JA, editores. *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. INIA, Madrid

Bravo Fernández JA, Serrada R. (2009). Tercera Revisión de la Ordenación del monte "Cabeza de Hierro" (Rascafría, Madrid). *Actas del 5º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Calama R, Finat L, Gordo FJ, Bachiller A, Ruiz R, Montero G (2005) Estudio comparativo de la producción de madera y piña en masas regulares e irregulares de *Pinus pinea* en la provincia de Valladolid. *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Camprodon J (2001) Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. En: Camprodon J, Plana E, editores. *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal.* Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona. pp. 135-182

Candel-Pérez D, Lucas-Borja ME, Linares JC (2012). Predicciones del crecimiento en poblaciones de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático. *Ecosistemas* 21:41-49

Carrión JS, Díez MJ (2004) Origen y evolución de la vegetación mediterránea en Andalucía a través del registro fósil. En: Herrera CM, coordinador. *El monte mediterráneo en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. pp. 21-27.

Castro J, Navarro R, Guzmán JR, Zamora R, Bautista S (2009) ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio forestal? *Quercus* 281:34-41

CNUMAD (1992) *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente y el desarrollo*. Disponible en: http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/ docs_unced.htm Último acceso 10 de Junio de 2014

De la Hoz F, Oliet JA, Abellanas B, Cuadros S, Fernández P, Zamora R (2004) *Manual de Ordenación de Montes de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. Disponible: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Publicaciones_Divulgacion_Y_Noticias/Documentos_Tecnicos/manual_ordenacion_montes_andalucia/manual_ord_montes.pdf Último acceso 10 de Junio de 2014

De Turckheim B (1992) Pour una sylviculture proche de la nature. *Forêts de France* 350:14-20

Donés J, Ruíz S, Cabrera M, González de la Campa M (1997) Densidad y área basimétrica óptima para el inicio de la regeneración en el monte Pinar de Valsaín. *Congreso Forestal Hispano Luso IRATI 97, Libro de Actas*. Gobierno de Navarra, Pamplona

Emborg GJ, Christensen M, Heilmann-Clausen J (2000) The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126:173-189

FSC (1996) *Estándares españoles de gestión forestal para la certificación FSC*. Disponible en: http://es.fsc.org/estndares-nacionales.249.htm Último acceso 10 de Junio de 2014

Fulé P Z, Ribas M, Gutiérrez E, Vallejo R, Kaye MW (2008) Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management* 255:1234-1242

García-Abril AD (2006) La gestión forestal detallada a través de la gestión próxima a la naturaleza. En: Tíscar PA, coordinador. *La gestión forestal próxima a la naturaleza*. Asociación para Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza, Jaén. pp. 15-39. Disponible en: http://www.prosilva.org.es/documentos/articulos/index.html Último acceso 10 de Junio de 2014

García-Abril AD, Grande MA (2005) Aplicación de la selvicultura detallada a escala de árbol y la gestión del monte irregular para el *Pinus nigra* Arn. En: Grande MA, García-Abril AD, coordinadores. *Los pinares de Pinus nigra Arn. en España: ecología, uso y gestión.* Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid. pp. 233-257

García-López JM (1994) Evolución de un medio forestal intervenido. Un siglo de ordenación en el Pinar de Navafría. *Montes* 36:58-64

González JM, Piqué M, Vericat P (2006) *Manual de ordenación por rodales. Gestión multifuncional de los espacios forestales.* Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona

Herrera CM (2002) Topsoil properties and seedling recruitment in *Lavandula latifolia*: Stage-dependence and spatial decoupling of influential parameters. *Oikos* 97:260-270

Hunter ML Jr (1999) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge

Linares JC, Tíscar PA (2010) Climate change impacts and vulnerabilitity of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiology* 30:795-806

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidi P, Delzon S, Corona P, Kolström M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259:698-709

Lucas-Borja ME, Fonseca T, Linares JC, Garcia-Morote FA, Lopez-Serrano FR (2012) Does the recruitment pattern of Spanish black pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) change the regeneration niche over the early life cycle of individuals? *Forest Ecology and Management* 284:93-99

Martín-Benito D, Cherubini P, del Río M, Cañellas I (2008) Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. *Trees* 22:363-373

Martín-Fernández S, García-Abril A (2005) Optimisation of spatial allocation of forestry activities within a forest stand. *Computers and Electronics in Agriculture* 49:159-174

Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL (2007) Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145-2151

Ministerio de Medio Ambiente (1999) *Estrategia Forestal Española*. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/efe_1_tcm7-30499.pdf Último acceso 10 de Junio de 2014

Möller A (1923) *Der Dauerwaldgedanke: sein sin und seine Bedeutung*. Erich DegreifVerlag. Oberteuringen, Alemania

Moore MM, Covington WW, Fulé PZ (1999) Reference conditions and ecological restoration: a southwestern ponderosa pine perspective. *Ecological Applications* 9:1266-1277

Noss RF (2001) Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* 15:578-590

O'Hara KL (1998) Silviculture for structural diversity: a new look at multiaged systems. *Journal of Forestry* 96:4-10

Ojeda F (2004) Respuesta de las plantas al fuego. En: Herrera CM, coordinador. *El monte mediterráneo en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla. pp. 153-162

Oliver CD, Larson BC (1996) *Forest stand dynamics*. John Wilwy and Sons Inc.

Otto JH (1998) Écologie *forestière*. Institut pour le developpment forestier, Paris

PEFC (2008) *Sistema español de certificación PEFC*. PEFC-España. Disponible en: http://www.pefc.es/documentacion.html Último acceso 10 de Junio de 2014

Pommerening A, Murphy ST (2004) A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77:27-44

Puettmann KJ, Coates KD, Messier C (2009) *A critique of silviculture: managing for complexity*. Island Press, Washington DC

Rodríguez N, Bordas P, Piñeiro J, García de Castro N, Martín P, Méndez M (2013) Meta-análisis de los efectos de la retirada de la madera quemada sobre la regeneración de los bosques mediterráneos: un paso hacia una gestión basada en la evidencia. *Ecosistemas* 22:71-76

Rojo A, Montero G (2005) Aproximación al método selvícola: una alternativa para la ordenación de montes en zonas protectoras o protegidas. *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Rubio A, Vivar A, Sadornil E, Aroca MJ, Serrada R, Bravo-Fernández JA (2009) Espesura crítica y regeneración en un pinar natural de silvestre de elevada complejidad estructural (monte "Cabeza de Hierro", Rascafría, Madrid). *Actas del 5º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Serrada R (1999) *Apuntes de Selvicultura*. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid. Disponible en: http://www.secforestales.org/web/index.php?option=com_content&task=blogcategory&id=15&Itemid=67 Último acceso 10 de Junio de 2014

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez V (2011) *Impactos, vulnerabilidady adaptación al cambio climático en el sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Sevilla F (2005) Claras altas selectivas: conceptos y experiencias. *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Seymour RS, Hunter ML Jr (1999) Principles of ecological forestry. En: Hunter ML Jr, editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 22-61

Spittlehouse DL, Stewart RB (2003) Adaptation to climate change in forest management. *Journal of Ecosystems and Management* 4:1-11

Stephens SL, Millar CI, Collins BM (2010) Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates. *Environmental Research Letters* 5:1-9

Tapias R, Climent J, Pardos JA, Gil L (2004) Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology* 171:53-68

Tíscar PA (2004) *Estructura, regeneración y crecimiento de Pinus nigra en el área de reserva Navahondona-Guadahornillos (Sierra de Cazorla, Jaén)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid

Tíscar PA (2005) Composición, estructura y función de un bosque natural viejo de *Pinus nigra* subsp. s*alzmannii*: enseñanzas para la gestión forestal sostenible. En: Grande MA, García-Abril AD, coordinadores. *Los pinares de* Pinus nigra *Arn. en España: ecología, uso y gestión*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid. pp. 614-631

Tíscar PA (2009) Condiciones de referencia para la gestión forestal sostenible de las masas de Pinus nigra en el macizo Cazorla-Segura. *Actas del 5º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Tíscar PA, Linares JC (2011) Structure and Regeneration Patterns of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* Natural Forests: A Basic Knowledge for Adaptive Management in a Changing Climate. *Forests* 2:1013-1030

Tíscar PA, Linares JC (2013) Large-scale regeneration patterns of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*: poor evidence of increasing facilitation across a drought gradient. *Forests* 5:1-20

Tíscar PA, Lucas-Borja ME, Candel D (2011) Changes in the structure and composition of two *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* forests over a century of different silvicultural treatments. *Forest Systems* 20:525-535

Tíscar PA, Ruiz MA (2005) Relación entre la regeneración y la apertura del dosel forestal en *Pinus nigra*. *Actas del 4º Congreso Forestal Español.* Sociedad Española de Ciencias Forestales

Vericat P, Piqué M, Serrada R (2012) *Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos.* Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona

Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Galiano L, Retana J (2013) Patterns of forest decline and regeneration across Scots pine populations. *Ecosystems* 16:323-335

WWF (2004) *Deadwood-living forests. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity*. World Wildlife Found. Berna, Switzerland. Disponible en: http://awsassets.panda.org/downloads/deadwoodwithnotes.pdf Último acceso 10 de Junio de 2014

Zavala MA, Espelta JM, Caspersen JP, Retana J (2011) Interspecific differences in sapling performance with respect to light and aridity gradients in Mediterranean pine-oak forests: implications for species coexistence. *Canadian Journal of Forest Research* 41:1432-1444

J.A. Blanco*, J.B. Imbert, F.J. Castillo

[1] *Departamento de Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, Pamplona, Navarra.*
**Correo electrónico: juan.blanco@unavarra.es*

52 Adaptación al cambio climático en pinares pirenaicos: controlando la densidad del rodal según el tipo de clima

Resultados clave

- Las claras forestales alteran el microclima dentro del bosque, afectando tanto a la disponibilidad hídrica como a la disponibilidad de nutrientes. Estos efectos son distintos dependiendo de las características biogeoquímicas del suelo de cada bosque.

- El cambio climático puede afectar en el futuro a la disponibilidad hídrica pero también a la disponibilidad de nutrientes para los árboles al modificar las tasas de descomposición de hojarasca debido a un aumento de la temperatura y de la aridez.

- En bosques de los Pirineos occidentales, las claras pueden ayudar a la adaptación del bosque al cambio climático en condiciones hídricas limitantes, al mejorar la economía del agua y reducir la mortalidad potencial por sequía.

- En bosques continentales o sub-alpinos de los Pirineos occidentales la reducción de la limitación al crecimiento por temperatura y por un alargamiento del periodo vegetativo podría generar una oportunidad para generar más biomasa. Para aprovechar este crecimiento potencial los regímenes de claras actuales deberán modificarse para evitar un aclarado excesivo.

Contexto

El pino albar o silvestre (*Pinus sylvestris* L.) es una de las especies más abundantes de Europa, siendo la península ibérica su límite suroeste de distribución. En Navarra, es la segunda especie más extendida, donde ocupa 60.414 ha (Vicente et al. 2004), el 17 % del área forestal total. En esta región, las actividades silvícolas en estos bosques son muy importantes: la producción media anual es de 25.000 m^3 de madera de pino. Los rodales naturales de pino albar están localizados en el nordeste de la provincia, siendo la vegetación dominante en algunas áreas de los Pirineos: áreas con clima continental y con suelos poco profundos, donde las especies caducifolias no prosperan (Loidi y Báscones 1995, Rivas-Martínez 1987). El pino albar podría expandir su área de distribución, debido a la tendencia actual de un cambio en el clima hacia veranos más cálidos y secos.

La circulación de nutrientes en los pinares de pino silvestre se ve afectada de distinta forma en función de las condiciones biogeoclimáticas y del tipo de gestión (Blanco et al. 2005), por lo que pueden responder al cambio climático de manera distinta. Además, en muchos de los actuales pinares, los bosques originales estaban generalmente dominados por roble o haya, e individuos de estas especies todavía aparecen comúnmente en el sotobosque de los pinares, aunque normalmente son eliminados por claras en la primera mitad del turno forestal. Tras el abandono de las tierras agrícolas marginales desde los años 60 del siglo XX, todas las especies forestales, y en particular el pino silvestre, han expandido su abundancia y área de distribución (Gobierno de Navarra 1998). Además, la productividad relativa de pinos y hayas podría variar con el cambio climático, generando cambios en la estructura y productividad del bosque (Primicia et al 2013). Como resultado de estos posibles cambios en los procesos ecológicos de los bosques actuales junto a la aparición de nuevas masas forestales, existe una considerable incertidumbre en relación a las pautas futuras de crecimiento de los rodales de pino en esta región, incluyendo su respuesta al cambio climático. Una de las mejores herramientas para reducir esta incertidumbre consiste en el uso de modelos que simulan los procesos ecológicos y que además permiten simular los efectos de la gestión forestal. Para ello, estos modelos deben estar

construidos sobre una sólida base de datos de campo procedentes de inventarios y estudios de seguimiento, que también deben usarse para calibrar y evaluar esos modelos (Blanco et al. 2005). Estas herramientas se necesitan urgentemente para facilitar la adaptación de la silvicultura navarra al cambio climático y a las nuevas tendencias socio-económicas y de gestión forestal. Así, la gestión forestal y las condiciones climáticas que determinan el crecimiento de los bosques en los Pirineos están experimentando cambios dramáticos. La expansión del arbolado en áreas agrícolas y pastizales abandonados, el consiguiente aumento de la evapotranspiración, junto con una paulatina reducción en las precipitaciones están reduciendo la disponibilidad hídrica para los bosques pirenaicos (Resco de Dios et al. 2007, López-Moreno et al. 2008). Además, la intensificación de la extracción de madera y biomasa de los bosques puede conducir a una reducción en la disponibilidad de nutrientes (Blanco et al. 2005). Sin embargo, hasta ahora no se ha realizado una evaluación detallada de los efectos de estos cambios simultáneos en los pinares pirenaicos de Navarra. Este informe representa una primera contribución para clarificar estas interacciones y estimar sus condiciones a largo plazo en la productividad de los bosques.

El grupo de Ecología y Medio Ambiente de la UPNA lleva 15 años estudiando los efectos de la gestión forestal en los procesos ecológicos de los bosques de pino silvestre de Navarra, con el objetivo de entender los efectos de la gestión forestal sobre el ciclo de nutrientes y la productividad de estos bosques. En este informe se describen algunos de los principales resultados de estas investigaciones en dos rodales experimentales de pino silvestre situados en el Pre-pirineo mediterráneo (localidad de Aspurz) y en el Pirineo continental-subalpino (localidad de Garde), y sus implicaciones para la evolución futura de estos bosques bajo dos escenarios futuros de cambio climático.

Adaptación

Efectos sobre el ciclo de nutrientes

Las claras tienen varios efectos directos en el ecosistema forestal. En primer lugar, reducen la masa del dosel arbóreo al retirar parte de los árboles (Blanco et al. 2006a). La consecuencia directa de esta reducción es que la parte de biomasa aérea que cada año muere y se renueva (hojas secas, ramas, etc.) también se reduce (Figura 1). Por lo tanto, las claras tienen un primer efecto en los ciclos de nutrientes, ya que reducen tanto la cantidad de elementos minerales (nitrógeno, fósforo, potasio, etc.) como la materia orgánica total que se depositan sobre el suelo forestal. Esto podría suponer una ralentización del movimiento de nutrientes entre los árboles y el suelo, al menos hasta que los árboles que quedan tras las claras vuelvan a cerrar el dosel arbóreo tras desarrollar sus ramas (Blanco et al. 2006b).

Por otro lado, las claras también pueden afectar a la manera en que los árboles utilizan los nutrientes. Al reducirse el número de árboles, la competencia por los nutrientes también puede verse reducida. Dependiendo de las características particulares de cada rodal y del nutriente en cuestión, en algunos casos, los árboles que quedan tras las claras podrían ser menos eficientes en el uso de los nutrientes (p.e. en Garde para P, K y Mg, Figura

Figura 1.

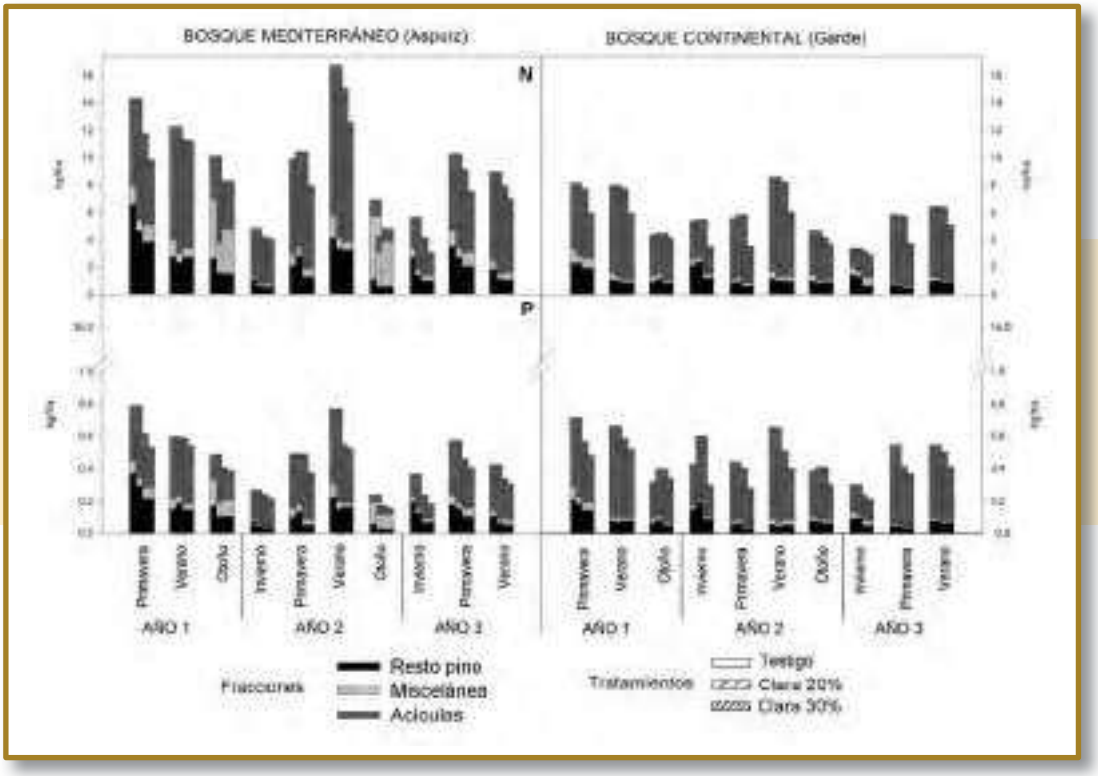


Figura 1. Producción estacional de desfronde (materia orgánica muerta que cae de las copas de los árboles) en dos rodales de pino silvestre sometidos a tres tratamientos de claras situados en dos localidades de los Pirineos navarros, durante tres años consecutivos. La intensidad de clara indica el porcentaje de área basal cortado. Las fracciones de desfronde fueron acículas (hojas de pino secas), resto de pino (ramas, corteza y piñas) y miscelánea (otra materia orgánica no procedente de los pinos, principalmente hojas de frondosas como el haya). N: Nitrógeno, P: Fósforo.

Fuente: Elaborado a partir de Blanco et al. (2006b).

Figura 2.

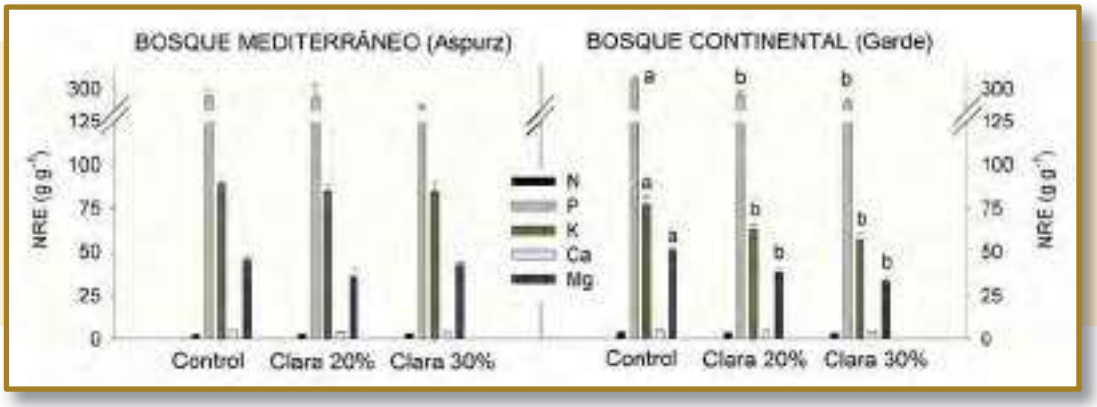


Figura 2. Eficiencia en la respuesta al uso de nutrientes (NRE: gramos de masa foliar generados por gramo de nutriente mineral) en dos rodales de pino silvestre sometidos a tres tratamientos de claras situados en dos localidades de los Pirineos navarros. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey HSD).

Fuente: Elaborado a partir de Blanco et al. (2009).

2), aumentando la concentración de los mismos en sus tejidos para mejorar sus reservas sin que haya un aumento proporcional en la biomasa del árbol. Este fenómeno, sin embargo, parece estar relacionado tanto con la calidad del sitio donde crece el bosque (que depende de la combinación de disponibilidad de luz, humedad y nutrientes), así como del tipo de clara. Una clara por lo bajo que elimina principalmente individuos muertos o enfermos que usan pocos nutrientes posiblemente tenga pocas consecuencias en la eficiencia en la que los árboles dominantes utilizan esos elementos minerales (Blanco et al. 2009). Este fue probablemente el caso de la clara realizada en Aspurz en 1999.

Las claras, además, pueden influir de forma importante en la velocidad a la que se descompone la hojarasca que ha caído al suelo del bosque. Al reducir el número de árboles se busca incrementar la luz disponible para los árboles que quedan. Sin embargo, también aumenta la luz y el viento que llegan al suelo forestal. Esto produce que en ambientes fríos (como el continental o alpino), la hojarasca se descomponga más rápidamente ya que al estar más caliente la actividad de los descomponedores aumenta. Este fenómeno se ha descrito comúnmente en ambientes de Norte América y Norte Europa (Prescott 2010). Sin embargo, en ambientes templados o cálidos (como el mediterráneo) la hojarasca además de calentarse se seca, por lo cual los descomponedores reducen su actividad. Esto se traduce en un retardo en la descomposición de los restos vegetales (Figura 3) que conlleva un almacenamiento de sus nutrientes minerales por más tiempo sin que puedan aprovecharlos los árboles (Blanco et al. 2011). Esta interacción entre claras, microclima y disponibilidad de nutrientes puede tener importantes consecuencias a largo plazo, especialmente cuando se considera el cambio climático esperado que previsiblemente aumentará el número e intensidad de eventos de sequía, y por lo tanto reducirá aún más la descomposición de la hojarasca, con lo que los nutrientes estarán secuestrados más tiempo en la misma.

Efectos sobre el crecimiento y productividad

Si el clima futuro se mantuviese en los rangos de precipitación y temperatura registrados hasta el momento, el rodal más mediterráneo sufriría algunos episodios de limitación hídrica de forma natural durante los veranos calurosos; en estas condiciones en el que las sequías no son excesivamente severas, los árboles más jóvenes suelen ser más vulnerables a la sequía debido a un menor desarrollo del sistema radicular. Sin embargo,

Figura 3.

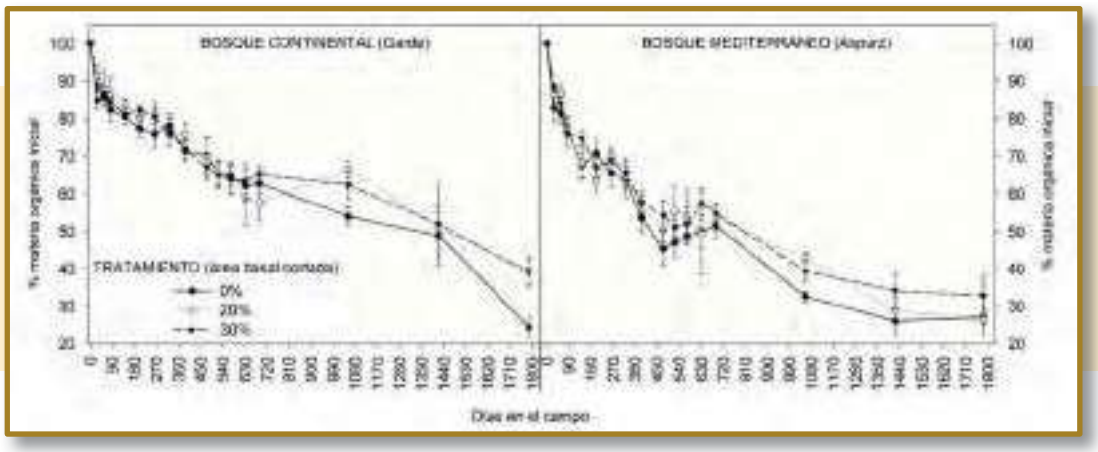


Figura 3. *Pérdida de masa durante 5 años en acículas de pino situadas sobre el suelo forestal* en dos rodales de pino silvestre sometidos a tres tratamientos de claras situados en dos localidades de los Pirineos navarros.

Fuente: Elaborado a partir de Blanco et al. (2011).

en un escenario de paulatina intensificación del cambio climático, los efectos de la sequía sobre la biomasa del rodal serían más negativos al afectar a árboles maduros, ya que a la reducción en las precipitaciones se le añadiría una mayor competencia por el agua disponible en el suelo cuanto más desarrollados estén los árboles (Seely et al. 1997). Como consecuencia, se espera que ocurran episodios más frecuentes de mortalidad natural relacionada con episodios de estrés hídrico y que ya aparecen de forma periódica en el clima actual. Sin cambio climático, estos episodios serían más notables en la segunda mitad de la vida del rodal (árboles de 50 a 100 años de edad). Esta mortalidad provocaría una reducción momentánea de la biomasa aérea de los troncos al morir algunos de los árboles, pero el resto crecería posteriormente más, compensando esas pérdidas (Figura 4). En otras palabras, las sequías funcionarían como un evento de autoaclareo. Sin embargo, ante escenarios de cambio climático, se producirían más episodios de limitación hídrica cuanto mayor sea el calentamiento y la reducción de las precipitaciones, que provocarían una mayor mortalidad. Esto se traduciría en un menor crecimiento de todos los árboles, y en conjunto en un descenso de la productividad del rodal (Figura 4). Bajo un escenario de cambio climático severo, el aumento de las temperaturas en otoño permitiría un alargamiento del período vegetativo en primavera y otoño, periodos con mayor disponibilidad hídrica, que en parte compensaría la mayor frecuencia e intensidad del déficit hídrico del verano. Este fenómeno podría asemejarse a una clara fuerte inicial, y podría favorecer el crecimiento de los árboles jóvenes que aún no compiten de forma intensa por el agua del suelo. Sin embargo, cuando los árboles superan los 60 años de edad, esa ventaja se pierde al aumentar la intensidad de los episodios de mortalidad, y en conjunto la productividad en un escenario de cambio climático severo se reduce por debajo del escenario de cambio climático moderado en el bosque mediterráneo (Figura 4). Esto podría indicar la necesidad de realizar claras intensas hacia los 60 años de edad.

La limitación por agua disponible para los árboles es mayor en el bosque mediterráneo (Aspurz) que en el continental (Garde, Figura 4). En ambos bosques la disponibilidad se reducirá debido al incremento de aridez. Sin embargo, en Garde la disponibilidad de agua será suficiente para evitar eventos de mortalidad por sequías. Como consecuencia, en Garde la productividad del rodal aumentaría al aumentar la intensidad del incremento de temperaturas (Figura 4). Esto se debe a que en esta localidad la variable limitante del crecimiento es la temperatura y no la humedad (Blanco et al. 2006). Un aumento de las temperaturas alargaría la duración del periodo de crecimiento de los árboles, sin que la reducción esperada en la precipitación fuera suficiente para causar una reducción del crecimiento o episodios de mortalidad. Por lo tanto, en este caso, realizar claras preventivas en este bosque continental podría no ser necesario, e incluso suprimiéndolas se podría evitar la pérdida del aumento de crecimiento y productividad que se produciría si se eliminan árboles.

La sequía estival es una de las principales causas de limitación del crecimiento del pino silvestre en sus límites de distribución meridional y occidental (Bogino et al. 2009, Primicia et al. 2013, Martínez-Vilalta et al. 2012), de forma similar a otros pinos presentes en la península ibérica (Candel-Pérez et al. 2012, Sánchez-Salguero et al. 2012). Los cambios en productividad de las zonas en explotación podrían tener consecuencias económicas importantes. Por ejemplo, si los rodales estudiados están ahora clasificados, en base a su productividad, como de calidad "alta" en Aspurz y de calidad "media-baja" en Garde (Puertas 2003), en el futuro la clasificación podría invertirse. Todos estos resultados sugieren la necesidad de realizar claras en el

Figura 4.

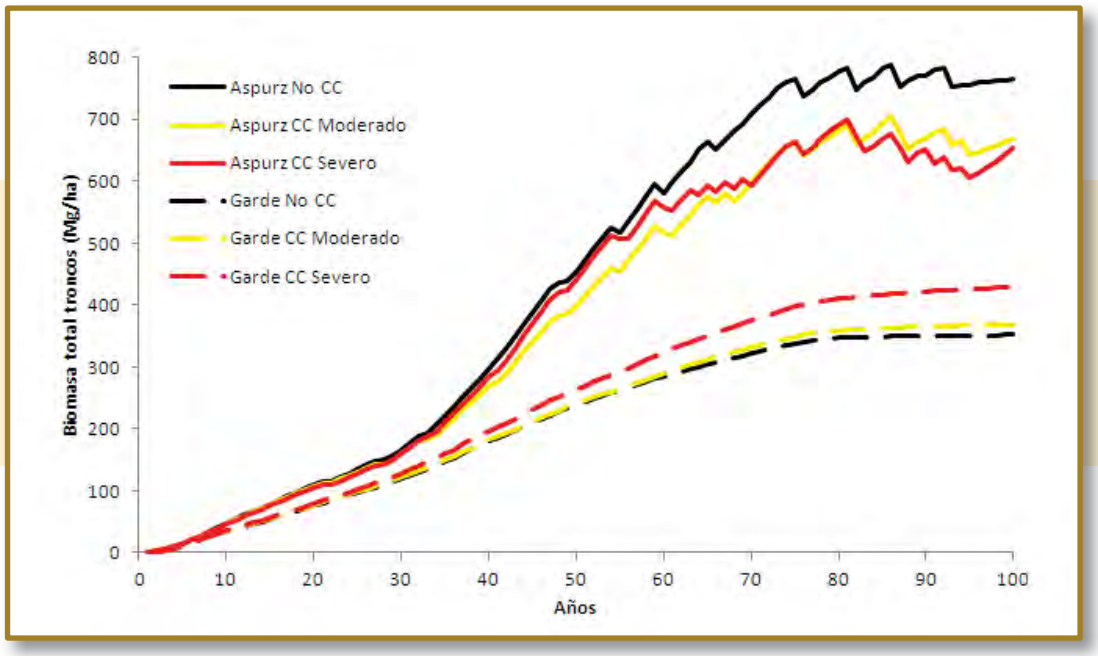


Figura 4. Evolución futura de la biomasa de troncos de árbol en dos rodales de pino silvestre no sometidos a gestión forestal en dos localidades de los Pirineos navarros (Aspurz: clima mediterráneo; Garde: clima continental) bajo tres escenarios climáticos distintos. Ver Material Suplementario para una descripción de los tipos de clima y escenarios climáticos.

Fuente: Elaboración propia.

bosque mediterráneo para reducir la competencia por los recursos hídricos entre los árboles, adelantándose de esta forma a la mortalidad natural que muy posiblemente se verá aumentada hacia finales del siglo XXI. Estas claras podrían ser un instrumento que facilite la adaptación del bosque al cambio climático (Martínez-Vilalta et al. 2012, Lloret 2012). Sin embargo, aunque esta medida de adaptación podría ser efectiva en rodales jóvenes, también podría ser contraproducente si los árboles que han crecido en rodales de baja densidad alcanzan grandes tamaños a edades avanzadas, pudiendo demandar más agua que un rodal sin aclarar (D'Amato et al. 2013).

El cambio climático puede tener otros efectos en el ecosistema. Según nuestras estimaciones, un aumento en la temperatura puede aumentar la velocidad a la que se descompone el humus y la hojarasca, al aumentar la actividad de los organismos que trocean, consumen y descomponen la hojarasca. Sin embargo, una reducción en la precipitación podría provocar el efecto contrario, reduciendo la velocidad a la que se descompone la materia orgánica del suelo al reducirse la disponibilidad de agua para los organismos descomponedores. Este efecto refleja el doble papel limitante de la temperatura y la precipitación en la descomposición de hojarasca en estos bosques (Blanco et al. 2011). Los cambios simultáneos en precipitación y temperatura podrían tener efectos difíciles de predecir de forma intuitiva, siendo necesario utilizar modelos de simulación para predecir sus resultados a nivel de ecosistema.

La reducción de las tasas de descomposición de la hojarasca en Aspurz tiene por lo tanto el efecto de reducir las pérdidas de nutrientes, reteniéndolos durante más tiempo en la materia orgánica del suelo. Sin embargo, según avanza el cambio climático, la masa de hojarasca disminuiría en el bosque mediterráneo por una reducción importante en la entrada de hojarasca fresca debido a la mortalidad y reducción de productividad del dosel arbóreo en Aspurz (Figura 5). En el bosque continental el aumento en las tasas de descomposición se compensaría con una mayor producción de hojarasca, dejando la masa de hojarasca con pocos cambios. Blanco et al. (2005) describieron un posible riesgo de pérdida de fósforo (y en menor medida de nitrógeno a largo plazo) por sobrexplotación, si se realizaban claras muy intensas y frecuentes en Aspurz. Los resultados de nuestras investigaciones indican que este riesgo podría ser incluso mayor en el futuro, si las pérdidas por lixiviación aumentan en Aspurz al reducirse el número de árboles que utilizan nutrientes, y dejándolos más expuesto al lavado. Sin embargo, con menores precipitaciones también disminuyen las pérdidas de nutrientes del ecosistema que pueden ser arrastrados por el agua de lixiviación del suelo en la segunda mitad del turno. Por otro lado, en áreas de los mismos rodales en las que el pino silvestre está presente junto con el haya, estas pérdidas podrían ser menores al haber una mayor interceptación de agua de precipitación en el dosel arbóreo (Primicia et al. 2013). Esto induce a pensar que otra forma de adaptación al cambio climático de los bosques gestionados podría ser favorecer su transformación hacia masas más mixtas, con una estructura del dosel más desarrollada (Lloret 2012). La complejidad de estos procesos de nuevo indica la necesidad de estimar los flujos de nutrientes de forma conjunta a los cambios de precipitación y temperatura.

Limitaciones y futuros estudios

Nuestros resultados indican la necesidad de continuar el estudio de estos ecosistemas para mejorar la comprensión de los procesos estudiados así como para solucionar algunas de las limitaciones propias de los métodos utilizados. En primer lugar, es necesario comparar las estimaciones aquí presentadas con datos independientes de campo para evaluar el grado de ajuste

Figura 5.

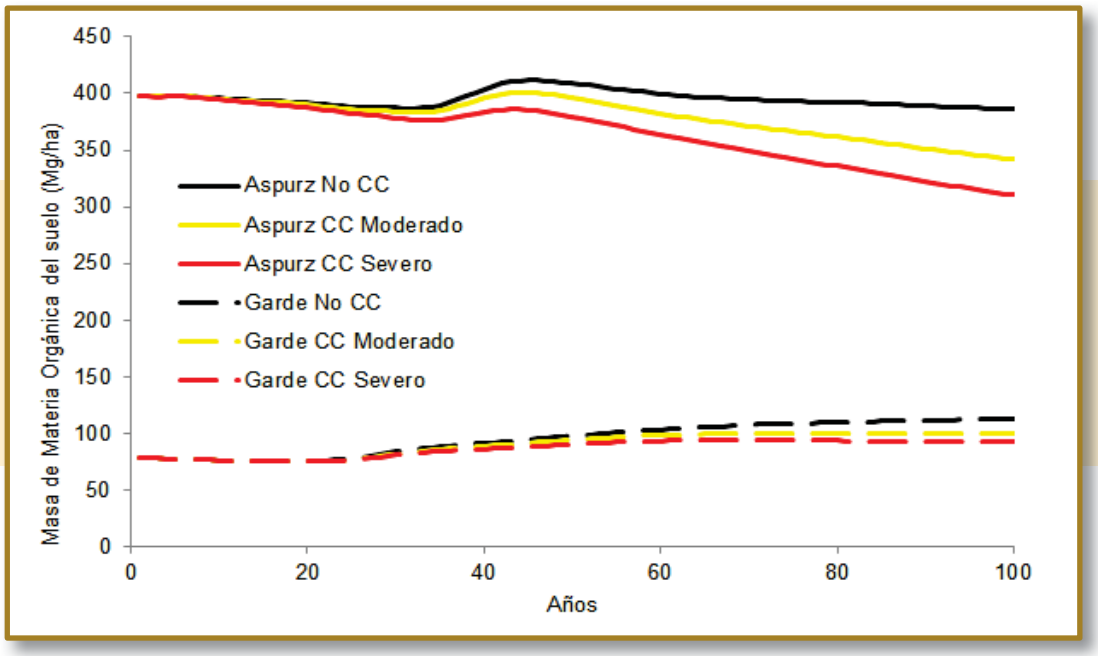


Figura 5. Evolución de la masa de materia orgánica del suelo en dos rodales de pino silvestre no sometidos a gestión forestal en dos localidades de los Pirineos navarros (Aspurz: clima mediterráneo; Garde: clima continental) bajo tres escenarios climáticos distintos.

Fuente: Elaboración propia.

del modelo con cambios reales en la productividad de los árboles causados por cambios en el clima. Para ello es necesario generar una serie histórica de crecimiento de los árboles, utilizando técnicas dendrocronológicas. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que la calibración de los parámetros para simular los procesos ecológicos que tienen lugar en el suelo es más complicada que los procesos relacionados con los árboles, ya que los datos de campo están sometidos a mayor variabilidad e incertidumbre, por lo que son necesarios muestreos de campo adicionales para reducir esa incertidumbre. De forma similar, la información disponible para calibrar los procesos relacionados con los árboles es mucho más amplia y de mayor exactitud que la disponible para calibrar los procesos ecológicos relacionados con el sotobosque. Además, es necesario resaltar que los valores utilizados para determinar el umbral e intensidad de la mortalidad son provisionales. Estos valores han sido escogidos siguiendo las recomendaciones de Blanco (2012) y Dordel et al. (2011) para calibrar el modelo de simulación de disponibilidad hídrica de FORECAST-Climate. El grupo de Ecología de la UPNA posee algunos datos preliminares de mortalidad que se expandirán con nuevas medidas para modificar las asunciones preliminares utilizadas en este estudio. Además, el presente trabajo presenta la modelización únicamente de rodales puros de pino, y el siguiente paso supondrá la simulación de rodales mixtos pino-haya.

Recomendaciones para su aplicación

Nuestros resultados indican que habrá reducciones de la productividad en los rodales de pino silvestre con clima mediterráneo como consecuencia del incremento de la frecuencia e intensidad del estrés hídrico que puede reducir el crecimiento de los árboles e incluso provocar su mortalidad. Por lo tanto, serían necesarias medidas silvícolas que palíen en la medida de lo posible el estrés hídrico, como podría ser aclarar las masas pero manteniendo en lo posible el nivel de sombreado. Además, se podrían llevar a cabo medidas de control del sotobosque para reducir su competencia por humedad con los árboles, pero de nuevo con cuidado de mantener la cobertura del suelo para evitar su desecación. Por otro lado, en los rodales situados a mayor altura, con un clima continental más frío y húmedo que el mediterráneo, es posible que la productividad y crecimiento de los árboles aumenten, ya que las temperaturas más altas alargarán el periodo de crecimiento activo de los árboles mientras que la reducción en la precipitación no será suficiente para provocar un incremento en los episodios de estrés hídrico. Por lo tanto, la realización de claras en estos rodales no sería una medida necesaria para facilitar la adaptación de estos bosques al cambio climático. Sin embargo, en bosques boreales se ha recomendado el aumento en la intensidad de clara para aprovechar al máximo el aumento del crecimiento potencial en condiciones de cambio climático (Briceño-Elizondo et al. 2006).

Material suplementario

El número total de parcelas experimentales utilizadas en nuestras investigaciones es de 18, divididas en dos sitios de ensayo. Las parcelas experimentales están situadas en dos ensayos de claras llevadas a cabo en 1999 y mantenidas por el Gobierno de Navarra en dos rodales naturales de pino silvestre. El primer sitio (Aspurz) tiene un clima mediterráneo fresco, precipitación anual 912 mm, temperatura media 11.2 °C , 650 m de altitud, 10% de pendiente media y orientación Norte. En este sitio se realizó una segunda clara en 2009. El segundo sitio (Garde) tiene un clima continental fresco, precipitación anual 1268 mm, temperatura media 7.6 °C, 1350 m de altitud, una pendiente media de 45% y orientación Noroeste. En cada sitio, el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra georreferenció las posiciones de todos los pinos y midió algunos de sus atributos (diámetros a la altura de pecho, alturas y clases sociológicas). Los dos sitios han sido extensivamente monitoreados durante más de 14 años por el Grupo de Ecología de la UPNA, con medidas mensuales y estacionales de tasas de descomposición de hojarasca, producción de hojarasca, reabsorción de nutrientes, respiración del suelo, nutrientes en el suelo, deposición atmosférica, tasas de crecimiento y registros meteorológicos.

El estudio de desfronde se realizó colocando 81 cestas en cada bosque para recoger la hojarasca caída mensualmente durante 2 años y medio. El estudio de descomposición de la hojarasca se realizó utilizando bolsas de descomposición de PVC perforadas que contenían 10 g de hojas de pino recién caídas. Aproximadamente 425 de estas bolsas se depositaron en cada localidad de estudio, recogiéndose de forma periódica durante 5 años, para estimar la pérdida de peso. El estudio de retranslocación se realizó cortando 27 ramas vivas de cada bosque y comparando la concentración de nutrientes en las hojas verdes y secas. Además, se hicieron calicatas en cada bosque y análisis de suelo. Esta base de datos ecológica ha sido de gran valor para calibrar muchos de los parámetros de FORECAST-Climate.

Para estimar los efectos del cambio climático en el crecimiento de los árboles se utilizaron las predicciones para Navarra de dos escenarios climáticos (A2: cambio climático severo, B2: cambio climático moderado). Los escenarios climáticos se han dividido en tres períodos de calentamiento gradual. Para el período final (2080-2100) los escenarios han sido: escenario de no cambio, cambio moderado (aumento de 2º C en verano, descenso de la precipitación de 20 mm en verano), y cambio severo (aumento de 2˚C en otoño-invierno, 4˚C en primavera y 6˚C en verano, descenso de la precipitación en 20 mm en primavera y 40 en verano) (basado en datos de Moreno-Rodríguez 2005).

Para simular el crecimiento de los pinos y la evolución de la materia orgánica del suelo se utilizó FORECAST-Climate, un simulador de la dinámica de los ecosistemas forestales a nivel de rodal orientado al manejo forestal (Kimmins et al. 1999). Es un modelo ecosistémico (simula suelo, sotobosque, clima y árboles), no espacial (no tiene en cuenta las posiciones en el espacio de los árboles), determinístico (no hay simulaciones de eventos generados al azar, sino que todos los eventos los debe describir el usuario del modelo) y que calcula valores a escala de rodal y en periodos anuales. Este modelo ha sido diseñado para simular una amplia variedad de sistemas silvícolas, con el objetivo de comparar y contrastar sus efectos sobre la productividad del bosque, la dinámica del rodal y una amplia serie de indicadores biofísicos y valores alternativos a la madera. El modelo FORECAST ha sido utilizado como una herramienta de evaluación de perturbaciones naturales y

antropogénicas del ecosistema forestal (manejo forestal, contaminación atmosférica, agro-silvicultura, etc.) en bosques tropicales, templados y boreales (ver una lista de sus aplicaciones en Kimmins et al. 2010).

La proyección del crecimiento del rodal y la dinámica del ecosistema está basada en la representación de las tasas de procesos ecológicos clave que regulan la disponibilidad y competición por luz, nutrientes y agua (Figura 6). El modelo utiliza un enfoque híbrido, en el cual se combinan datos locales de crecimiento y producción con simulación de procesos ecológicos. Datos empíricos de curvas de biomasa para distintas edades, obtenidos combinando ecuaciones alométricas con datos de altura y diámetro (provenientes de mediciones de campo y completados con datos de tablas de crecimiento tradicionales o de estudios de cronosecuencias), indican al modelo las pautas de crecimiento esperadas. El crecimiento de la vegetación se lleva a cabo en incrementos anuales. Estos valores de biomasa se combinan con datos empíricos de concentración de nutrientes para calcular estimaciones de las tasas de procesos ecosistémicos clave relacionados con la productividad (absorción de nutrientes, producción fotosintética, descomposición de hojarasca y restos leñosos), y los requerimientos de recursos de las especies seleccionadas asociados a esos procesos. Esta información se combina con datos que describen tasas de descomposición, ciclo de nutrientes, competición por luz y otras propiedades ecosistémicas, permitiendo simular el crecimiento del bosque bajo diferentes alternativas de manejo. La descomposición se simula utilizando un método en el cual componentes específicos de la biomasa aérea son transferidos en el momento de su abscisión a una serie de tipos de hojarasca independientes. Estos tipos de hojarasca se descomponen y cambian de composición química a unas tasas definidas por datos empíricos, procedentes de trabajos de campo o de la literatura.

Para calcular las tasas de crecimiento anuales del pino silvestre presente en la simulación, se simulan entre otros los siguientes procesos principales: 1) Eficiencia fotosintética por unidad de masa foliar basada en las relaciones entre masa foliar, autosombreado y productividad primaria neta tras estimar la producción de hojarasca y mortalidad; 2) Absorción de nutrientes requeridos para el crecimiento basada en las tasas de crecimiento proporcionadas por datos de campo o bibliográficos de concentración de nutrientes en distintos tejidos de los árboles creciendo en sitios de distinta calidad; 3) Medidas de mortalidad de árboles y ramas relacionadas con la disponibilidad de luz, derivadas de datos de densidad de árboles en el rodal y combinadas con la simulación de luz en el perfil del dosel arbóreo. Los niveles de luz, sombreado y mortalidad de árboles se estiman para cada especie simulada; 4) Estrés hídrico creado por evapotranspiración, representado por medio del índice de deficiencia de transpiración (TDI) (Seely et al. 1997). El valor diario de TDI representa el grado en el que una especie es capaz de cubrir sus demandas de transpiración. Cuando el TDI aumenta, los árboles y plantas reducen su intercambio de gases con la atmósfera para evitar la pérdida de agua y en consecuencia hay una reducción asociada en la producción fotosintética y por lo tanto en el crecimiento.

Figura 6.

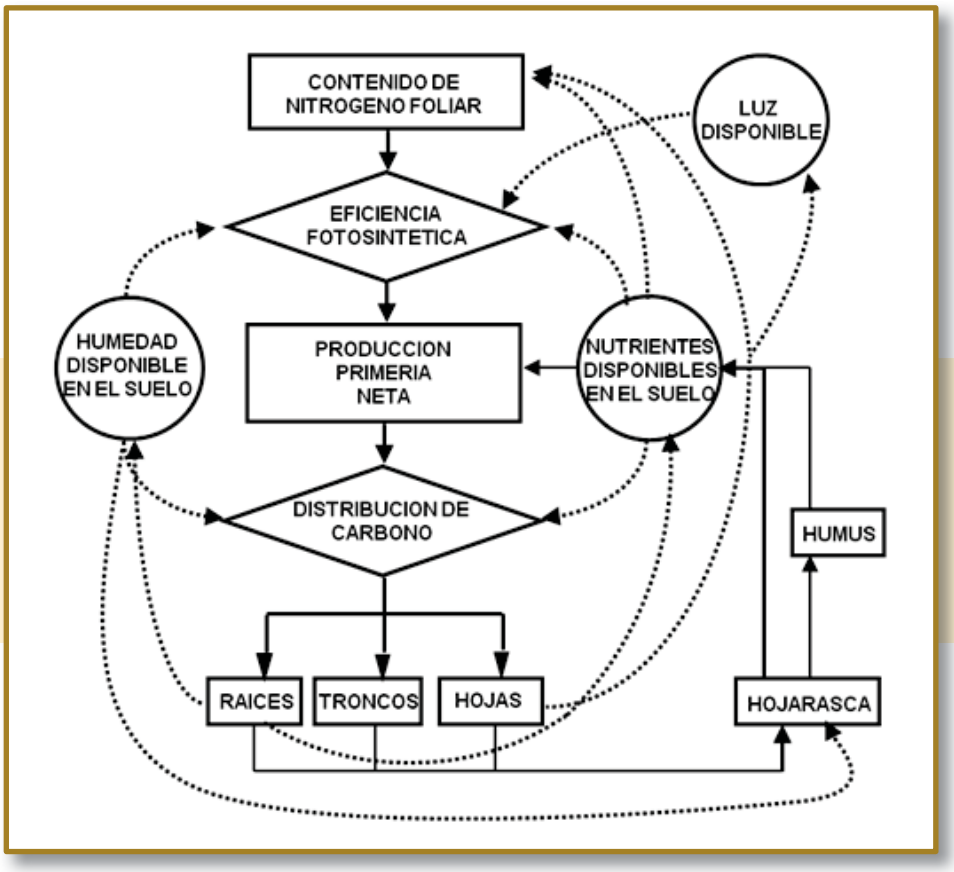


Figura 6. Representación esquemática de los procesos clave (rombos), interacciones (líneas de puntos), flujos de masa (líneas continuas) y reservorios (rectángulos) de los distintos componentes del ecosistema simulados en FORECAST-Climate.

Fuente: Elaborado a partir de Kimmins et al. (1999).

Referencias bibliográficas

Blanco JA (2012) Forests may need centuries to recover their original productivity after continuous intensive management: an example from Douglas-fir. *Science of the Total Environment* 437:91-103

Blanco JA, Imbert JB, Castillo FJ (2006a) Effects of thinning on nutrient pools in two contrasting *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:143-150

Blanco JA, Imbert JB, Castillo FJ (2006b)Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the Western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237:342-352

Blanco JA, Imbert JB, Castillo FJ (2009) Thinning affects nutrient resorption and nutrient-use efficiency in two *Pinus sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications* 19:682-698

Blanco JA, Imbert JB, Castillo FJ (2011) Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry* 106:397-414

Blanco JA, Zavala MA, Imbert JB, Castillo FJ (2005) Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* 213:209-228

Bogino S, Fernández Nieto MJ, Bravo F (2009) Climate effect on radial growth of *Pinus sylvestris*at its southern and western distribution limits. *Silva Fennica* 43:609-623

Briceño-Elizondo E, Garcia-Gonzalo J, Peltola H, Matala J, Kellomäki S (2006) Sensitivity of growth of Scots pine, Norway spruce and silver birch to Climate change and forest management in boreal. *Forest Ecology and Management* 232:152-167

Candel-Pérez D, Lucas-Borja ME, Linares JC (2012) Predicciones del crecimiento en poblaciones de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático. *Ecosistemas* 21:41-49

D'Amato AW, Bradford JB, Fraver S, Palik BJ (2013) Effect of thinning on drugth vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological Applications* 23:1735-1742

Dordel J, Seely B, Simard SW(2011) Relationships between simulated water stress and mortality and growth rates in underplanted *Toonaciliata* Roem. in subtropical Argentinean plantations. *Ecological Modelling* 222:3226-3235

Gobierno de Navarra(1998) *Plan forestal de Navarra*. Gobierno de Navarra, Pamplona

Kimmins JP, Mailly D, Seely B (1999) Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecological Modelling* 122:195-224

Kimmins JP, Blanco JA, Seely B, Welham C, Scoullar K (2010) *Forecasting Forest Futures: a hybrid modelling approach to the assessment of sustainability of forest ecosystems and their values*. Earthscan, London

Lloret F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90

Loidi J, Báscones J (1995) *Mapa de series de vegetación de Navarra*. Gobierno de Navarra, Pamplona

López Moreno JI, Beniston M, García Ruiz JM (2008) Environmental change and water management in the Pyrenees: futures perspectives for Mediterranean mountains. *Global and Planetary Change* 61:300-312

Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, Barba J, Curiel Yuste C, Galiano L, García N, Gómez M, Heres AM, López BC, Lloret F, Poyatos R, Retana J, Sus O, Vayreda J, Vilà-Cabrera A (2012) Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21:15-21

Moreno Rodríguez JM (2005). *A Preliminary Assessment of the Impacts in Spain due to the Effects of Climate Change – Final Report*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Prescott CE (2010) Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest solis? *Biogeochemistry* 101:133-149

Primicia I, Camarero JJ, Imbert JB, Castillo FJ (2013) Effects of thinning and canopy type on growth dynamics of *Pinus sylvestris*: inter-annual variations and intra-annual interactions with microclimate. *European Journal of Forest Research* 132:121-135

Puertas F (2003) Scots pine in Navarre: Economic importance and production. *Proceedings of the I.U.F.R.O. Meeting "Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrenees"*. Navarra

Resco De Dios V, Fischer C, Colinas C (2007) Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests* 33:29-40

Rivas-Martínez S (1987) *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Ministerio de Agricultura, Madrid

Running SW, Nemani RR, Hungerford RD (1987) Extrapolation of synoptic meteorological data in mountainous terrain and its use for simulating forest evapotranspiration and photosynthesis.*Canadian Journal of Forest Research* 17:472-483

Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A, Swetman TW, Zavala MA (2012) Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa. *Ecosistemas* 21:31-40

Seely B, Arp P, Kimmins JP (1997) A forest hydrology submodel for simulating the effect of management and climate change on stand water stress. En: *Proceedings of IUFRO meeting "Empirical and process-based models for forest tree and stand growth simulation"*. Oeiras, Portugal. pp. 463-477

Vicente AM, Donézar M, Del Barrio F, San Roque M (2004) *Memoria del mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Navarra*. Gobierno de Navarra, Pamplona

J.L. Martin[1*], M.V. Marrero[1], M. del Arco[2], V. Garzón[2]

[1]*Parque Nacional del Teide. Centro de Visitantes Telesforo Bravo. C/. Dr Sixto Perera González, 25 38300 La Orotava, Tenerife, Islas Canarias*
[2]*Departamento de Biología Vegetal (Botánica), Facultad de Farmacia, Universidad de La Laguna, C/Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38071 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias*
[*]*Correo electrónico: jmaresq@gobiernodecanarias.org*

53 Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático

Resultados clave

- El cambio climático en Canarias se manifiesta principalmente en un incremento progresivo de la temperatura y una disminución de las precipitaciones, sobre todo a barlovento de las islas. Los cambios que ciertas especies y determinados ecosistemas forestales están experimentando en su distribución son una derivación de estos efectos.

- Puesto que muchas especies y la mayoría de los hábitat forestales deberán enfrentar grandes desafíos para acoplarse a los escenarios emergentes, es el momento de planificar medidas para facilitar dicho proceso.

- Una eficaz estrategia de adaptación al cambio climático deberá tener como horizonte la mejora de la resiliencia, tanto a nivel de especie como de ecosistema.

- Así y todo no debe descartarse que algunas especies puedan requerir de técnicas de dispersión mediante traslocación asistida, al menos como último recurso de supervivencia.

Introducción. El clima e impactos

Los cambios en el clima a lo largo del último siglo y especialmente en las décadas recientes tienen a nivel global una apreciable evolución hacia el calentamiento (IPCC 2013). Esta variación también se refleja en Canarias, donde la tendencia media de ascenso en las dos islas centrales (Gran Canaria y Tenerife) ha sido de 0,09 ± 0,04 °C ($\alpha = 0,01$) - casi una décima de grado por década - desde 1944 (Martín et al. 2012, Luque et al. 2014). Sin embargo, desde mediados de la década de 1970 este ritmo se ha acelerado hasta 0,17 ± 0,09 °C/década (Figura 1). El incremento es más palpable en las temperaturas nocturnas que en las diurnas y se aprecia tanto en el medio terrestre como en la superficie del mar (Luque et al. 2014) siendo es mayor en las cumbres que en la costa (Sanroma et al. 2010, Martín et al. 2012). Así y todo el calentamiento observado es menor que el de las cercanas regiones continentales, europeas y norteafricanas, quizás debido a que los refrescantes vientos alisios que soplan sobre Canarias y la proximidad del mar ejercen un benévolo efecto atemperante.

La comparación de las respectivas curvas normalizadas de las temperaturas en dos periodos de 30 años, uno más antiguo (1944-1973) y otro más moderno (1981-2010) muestra como la variabilidad climática aumenta de forma paralela a la temperatura, especialmente durante la noche, lo cual se corresponde con un aumento en la cantidad de noches cálidas y una disminución en el número de noches frías. En las cotas medias y altas de la isla esto se traduce en una disminución en el número de días con heladas nocturnas. De hecho, el calentamiento nocturno a partir de los años setenta ha sido de dos décimas y media por década (0,25 ± 0,09 °C/ década, $\alpha = 0,01$; Martín et al. 2012).

En cuanto a la precipitación, ésta tiende a disminuir, pero en la mayoría de los casos la tendencia no es estadísticamente significativa, quizás debido a que la alta variabilidad en las lluvias exige largos periodos para vislumbrar tendencias robustas. Las lluvias en las laderas al norte de las islas (barlovento) sí muestran una tendencia a la baja altamente significativa, de entre 25 y 39 mm por década en Gran Canaria y Tenerife, respectivamente. La caída de las lluvias tiene en el mes de noviembre su mayor representación (Martín et al. 2013).

La precipitación en forma de nieve en Tenerife también ha disminuido de forma notable, hasta el punto de

Figura 1.

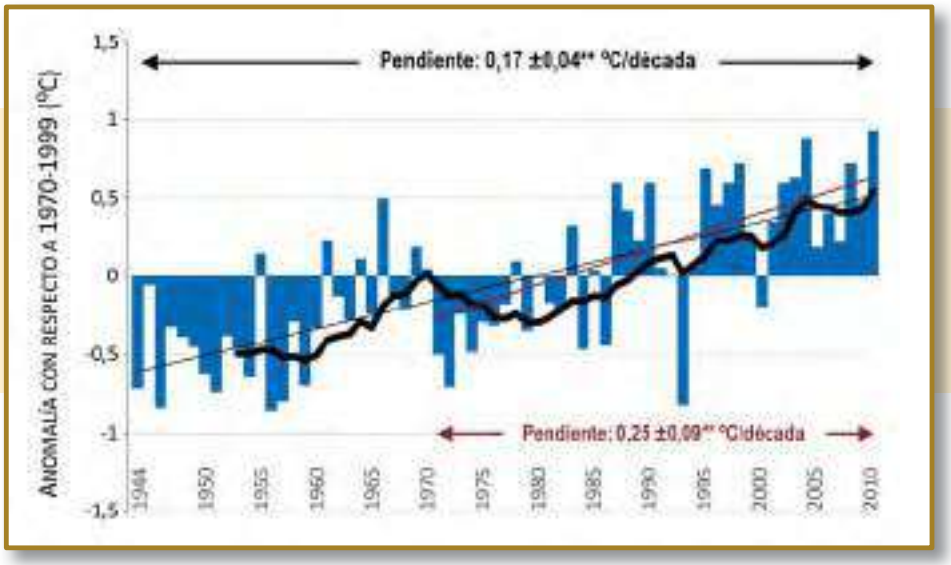


Figura 1. Anomalías en la temperatura nocturna en Tenerife, con respecto al periodo base de referencia 1970-1999. La curva muestra la evolución de la media móvil de 10 años y las rectas la regresión lineal con una significación del 99% en los periodos señalados.

Fuente: Elaborado a partir de Martín et al. (2012).

que las nevadas otoñales son prácticamente testimoniales. Lejos quedan los tiempos con seis meses de nieve cada año en el Pico Teide de los que hablan las crónicas históricas (Martín-Moreno 2011). Sorprende sin embargo como las lluvias de febrero-marzo han aumentado sobre los 2.000 m, aparentando una sustitución de las nevadas por lluvia, lo cual en otras regiones se ha reconocido como una consecuencia directa del calentamiento climático (Trenberth 2011).

Estos cambios tienen consecuencias en todos los ámbitos, tanto en lo social, como en lo económico o lo puramente ambiental. Un reciente estudio de vulnerabilidad, realizado en el archipiélago con la participación de más de una treintena de expertos, identificó los principales impactos derivados del cambio climático en Canarias, clasificados según su fiabilidad y probabilidad (Tabla 1).

Tabla 1. Principales aspectos derivados del cambio climático en Canarias categorizados según el grado de confianza deducido a partir del estado del conocimiento y de las tendencias de cambio observadas.

CONFIANZA ALTA O MUY ALTA EN QUE PUEDA SUCEDER	CONFIANZA MEDIA EN QUE PUEDA SUCEDER	CONFIANZA MODERADA EN QUE PUEDA SUCEDER
Aumento de la temperatura media terrestre	Disminución de las precipitaciones invernales	Desplazamiento estacional
Aumento de las temperaturas diurnas (máximas)	Aumento de la frecuencia de conatos de incendios	Cambios en la nubosidad
Aumento en la frecuencia de temperaturas extremas cálidas Aumento de las temperaturas nocturnas (mínimas)	Aumento de las intrusiones de polvo sahariano	Aumento de la frecuencia de tormentas tropicales
Disminución de la precipitación anual Disminución de las precipitaciones otoñales	Cambios en el upwelling	Cambios en la dirección de los vientos
Aumento de eventos de precipitaciones extremas Aumento de la temperatura media del mar		
Incremento de la concentración de dióxido de carbono (CO2) en la atmósfera		
Acidificación del agua de mar Elevación del nivel del mar		

Los efectos asociados a extremos de temperatura, especialmente las olas de calor, están entre los más críticos. Aunque la ubicación geográfica y la condición insular resguardan al archipiélago del tremendo calentamiento en el norte de África, los cambios en la circulación global no impiden que, cada vez con más frecuencia, el archipiélago sufra repentinas olas de calor. Estas suelen acompañarse de importantes intrusiones de polvo sahariano, –las popularmente llamadas calimas– que durante días disminuyen la visibilidad de forma apreciable. La frecuencia de vientos del este se ha visto incrementada en los meses de diciembre a febrero (Alonso-Pérez et al. 2011), y aunque no ha sido suficientemente estudiado, parece haber también un ligera tendencia en el mismo sentido en los meses estivales (Sanz et al. 2008).

Impactos y efectos sobre los ecosistemas

Las olas de calor han pasado de ser un fenómeno esporádico a algo más común. La frecuencia de éstas ha aumentado en todas las estaciones, pero sobre todo en otoño e invierno a partir de 1994 (Sanz et al. 2008). Cuando tienen lugar en los meses más cálidos favorecen la aparición de grandes incendios forestales. En efecto, el mayor riesgo de incendios se da con temperaturas superiores a 30ºC, humedad por debajo del 30% y vientos soplando a más de 30 km/hora. Estas son las condiciones climáticas más temidas por los servicios de prevención de incendios forestales.

El verano también comienza antes, de modo que la temperatura media del mes de junio es una de las que más rápidamente sube, lo cual está provocando un adelanto del período de mayor riesgo de incendios. Según la estadística general de incendios forestales de la base EGIFW del Ministerio de Medio Ambiente, en junio o comienzos de julio es cuando se han registrado los mayores incendios forestales en la última década. El más grande desde 1970, fecha desde la cual existen registros detallados, tuvo lugar en 2007, cuando ardieron más 30.000 ha simultáneamente en las dos islas de Tenerife y Gran Canaria (Huesca et al. 2008).

La Figura 2 muestra que al segregar por décadas la superficie quemada a consecuencia de los incendios, excluyendo los incendios menores de menos de 150 ha y los únicos dos que afectaron a más de 10.000 has, cada vez es más evidente el adelanto del periodo donde se han producido los mayores daños. Una buena decisión de gestión relacionada con la adaptación al cambio climático podría ser adecuar la temporada de prevención de incendios forestales a los datos que muestra la Figura 2.

Cuando los incendios tienen lugar en bosques fuera de su ámbito natural aumenta el riesgo de afección de incendios. Así sucedió en Julio de 2012 cuando un fuego en cotas relativamente bajas se expandió hacia la cumbre, afectando a las plantaciones del raro endemismo *Bencomia exstipulata*, a más de 2.000 m de altura, en una zona donde dicha especie convivía con un pinar artificial. Los cambios en el régimen de temperaturas hacia unas condiciones más cálidas pueden tener otro tipo de efectos. Por ejemplo, algunas plagas de carácter agrícola que hasta fechas recientes quedaban acantonadas en los entornos rurales de medianías y zonas bajas, podrían expandirse hacia las zonas forestales y de cumbre. De hecho, coincidiendo con primaveras húmedas y cálidas, se ha constatado la aparición en *Bencomia exstipulata* de un hongo parásito similar al del oidio.

Pero uno de los procesos más drásticos y patentes que quizás puedan ser explicados, al menos parcialmente, por el cambio climático es la expansión del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en altura. La actual distribución de los retamares de cumbre de Tenerife muy difícilmente podría explicarse con una presencia en el pasado de este herbívoro introducido similar a la actual. Con las actuales tasas de herbivoría y el daño que este mamífero es capaz de producir, habría que pensar que la expansión de estos matorrales observada en la década de 1960 (Elena-Rosello & Rodríguez 2005) se efectuó casi en ausencia del mismo. No obstante, en la actualidad se constata la presencia de conejos incluso a 3.500 m snm, lo que posiblemente esté relacionado con una disminución del rigor climático a esas altitudes. Esta situación conlleva un importante perjuicio para determinadas comunidades, como los violetares de

Figura 2.

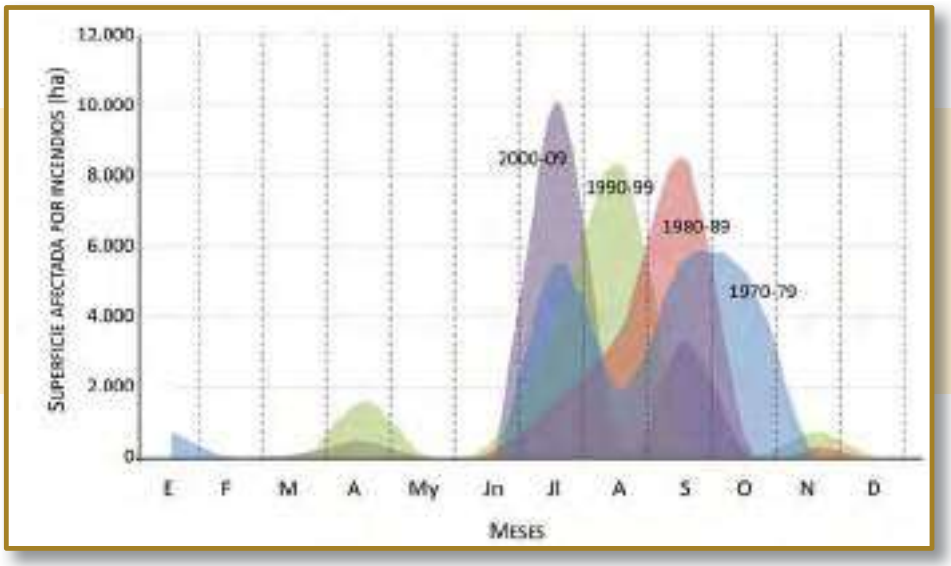


Figura 2. Superficie media quemada en Canarias por grandes incendios (>150 has). No se consideraron los incendios que afectaron a más de 10.000 Has (dos en junio-julio de 2007), para no distorsionar excesivamente el resultado.

Fuente: Elaboración propia.

altura, y un estancamiento en el desarrollo de otras como los retamares (Kyncl et al. 2006), a la par que una proliferación de especies menos palatables como el rosalillo (*Pterocephallus lasiospermus*).

Aunque las evidencias actuales no permiten detectar aun cambios en la distribución de la vegetación, sí que se aprecian ciertos indicios en este sentido. La pauta previsible de la respuesta de los bosques a las nuevas condiciones es expandirse en altura (Del Arco et al. 2008). Las islas montañosas como Tenerife son un magnífico laboratorio para observar estas variaciones, las cuales normalmente ocurren con gran lentitud por la propia longevidad de las especies forestales. Un estudio realizado en 2012 en el marco del proyecto europeo "Clima impacto" (www.climaimpacto.eu) para modelizar la distribución de los bosques teniendo en cuenta únicamente su potencialidad en función de los tipos climáticos relacionados con la precipitación (ombrotipo) y la temperatura (termotipo), permitió obtener algunas conclusiones interesantes sobre los patrones probables de respuesta de los sistemas vegetales (Garzón & del Arco 2012). En primer lugar, los matorrales por debajo de los 600 m de altura tendían a expandirse en altitud sin pérdida en sus cotas inferiores. En segundo lugar, los sistemas forestales de laurisilva y pinar, a mayor altitud, también tendían a desplazarse hacia cotas superiores, pero como la superficie disponible a estas alturas era menor, la extensión forestal se veía constreñida.

Más grave parece ser la situación de algunos bosques de cumbre, como la laurisilva de Anaga en la isla de Tenerife y de Garajonay en La Gomera, o el pinar de Inagua en la isla de Gran Canaria que, sin posibilidad de expandirse a cotas superiores, podrían verse irremediablemente condenados a evolucionar hacia sistemas más xéricos, análogos o no a alguno de los actualmente conocidos. Conviene subrayar la importancia la laurisilva, un bosque subtropical de niebla que alberga la mayor biodiversidad endémica de Canarias, y uno de los centros de diversidad más importantes de toda la región templada del Hemisferio Norte. Este tipo de bosque ha sido considerado a nivel global como uno de los sistemas más vulnerables al cambio climático (Foster 2001).

Un efecto colateral del calentamiento global son los cambios en el nivel del mar, que por pequeños que sean en unas islas que se elevan bruscamente desde los fondos oceánicos, no dejan de tener importantes consecuencias a nivel local. Las previsiones de IPCC de ascenso en un metro en el nivel del mar pueden afectar de forma trágica a los saladares costeros sumergidos parcialmente con las mareas en algunos puntos del archipiélago. Por ejemplo, los existentes en la costa sur del parque natural de Jandía o en el Sitio de Interés Científico del Matorral, ambos en la isla de Fuerteventura, o el saladar de las lagunitas del islote de Lobos (hábitat único de *Limonium bollei*, Figura 3). Todos ellos se verán amenazados con que el mar se eleve solamente un metro. El ritmo de variación en Canarias del nivel del mar entre 1911 y 1998 ha sido de 0,19 mm/década (Miller & Douglas 2004).

Impactos y efectos sobre las especies

El cambio climático tiene sobre las especies un efecto doble, por un lado abre nuevas oportunidades para elementos de otras regiones que ocasionalmente alcanzan las islas y ahora pueden asentarse en ellas, y por otro, representa una amenaza para las especies menos capaces de absorber los cambios, como muchos endemismos locales.

Cada vez llegan más especies potencialmente invasoras merced a los mecanismos de transporte de la sociedad de las comunicaciones, que en Canarias se intensifican por la importancia del flujo turístico. Gracias a los cambios en la temperatura, precipitación y humedad, algunas de estas especies que alcanzan las islas encuentran que el mismo hábitat que otrora les resultaba poco idóneo, constituye ahora un buen lugar para asentarse y asilvestrarse. Es el caso del himenóptero polinizador *Eupristina verticillata*, que se ha expandido

Figura 3.

Figura 3. *Limonium bollei* en las Lagunitas del islote de Lobos.

Fuente: Juanmi Alemany.

por todo el mundo siguiendo al Laurel de Indias (*Ficus microcarpa*), un árbol ampliamente extendido en jardinería e introducido en Canarias a mediados del siglo XIX. Sin embargo, la naturalización en Canarias del himenóptero no se produjo hasta los años ochenta, provocando de forma repentina la maduración simultánea de los frutos de *Ficus microcarpa* en varias islas (Báez 1998, Montelongo-Parada 1996).

En Gran Canaria, el coleóptero tropical *Mimosestes mimosae* contribuye a acortar el periodo de germinación de las semillas de la planta introducida *Acacia farnesiana*, favoreciendo su expansión. Este insecto junto con el potencial dispersor de herbívoros introducidos (conejos) ha influido para que su población haya aumentado desde los 40 ejemplares de hace cuarenta años, hasta los más de 5.000 que hay en la actualidad (Arevalo et al. 2010).

Igual de sorprendente es la presencia en Tenerife de *Schizomus portoricensis*, un arácnido tropical proveniente de Centroamérica y perteneciente a un orden desconocido antes en todo el Paleártico (Schizomida). Desde que fue citado por vez primera en los ochenta (Martín & Oromí 1984), ha ocupado rápidamente amplios sectores de la isla de Tenerife, y datos recientes relatan cómo poco a poco se está expandiendo por Europa.

A veces es difícil diferenciar si las especies han llegado utilizando medios de transporte humanos o medios propios. La cantidad de taxones que desde África alcanzan las islas de esta última forma ha aumentado en las últimas décadas, posiblemente ligado a la frecuencia de vientos del Este. Varias aves africanas conocidas en Canarias desde antaño se han vuelto comunes en las últimas décadas, como los halcones de berbería (*Falco pelegrinoides*), el tarro canelo (*Tadorna ferruginea*) o la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirrostris*). También aparecen aves divagantes, a menudo solitarias y en mal estado de salud, como el Chotacabras egipcio (*Caprimulgus aegyptius*), que en marzo de 2007 fue capturado en Fuerteventura tras un episodio de invasión de aire sahariano (Ramos 2009).

Entre los insectos se conocen oleadas de especies de mariposas como la que en octubre de 1985 protagonizó *Cynthia cardui*. En los últimos años se han citado la mariposa de los geranios *Cacyreus marshalli* (Acosta-Fernández 2009), originariamente de Sudáfrica y considerada un indicador del avance del cambio climático en Europa, y la mariposa *Hypolimnas missipus*, conocida en Cabo Verde desde hace mucho tiempo. Es difícil saber si obedecen a introducciones artificiales o a expansiones naturales de la propia especie.

Entre la rica flora de Canarias también abundan los ejemplos, no solo crece la proporción de especies exóticas termofílicas, sino que cada vez es más común observar como especies propias de las zonas cálidas a cotas bajas ascienden a alturas mayores (Hayder et al. 2010). Un caso llamativo lo constituye el brezo (*Erica arborea*) propio de las formaciones de pinar mixto y monteverde por debajo de los 1.500 m de altura. Esta especie, de hábitos termófilos, cuenta ya con un número importante de citas dentro del Parque Nacional del Teide, a más de 2.000 m snm.

Pero el cambio climático también es un factor de riesgo para las especies que se mueven entre límites más estrechos de tolerancia ecológica (estenoicas), como algunos endemismos conocidos en contadas localidades, o especies que, sin ser endémicas, provienen de zonas templadas y tienen en Canarias el límite meridional de su distribución. Un renombrable ejemplo del primer caso es la fanerógama *Helianthemum juliae*, que habita las cumbres de Tenerife. Estudios de viabilidad poblacional en sus localidades de origen han demostrado que las nuevas condiciones climáticas pueden ser la causa de su retroceso (Marrero-Gómez et al. 2007). Entre los ejemplos del segundo caso tenemos especies de aves como el Charrán común (*Sterna hirundo*) o la Pardela pichoneta (*Puffinus puffinus*) (Ramos 2009).

Si tenemos en cuenta que entre fauna y flora, la cantidad de endemismos locales con una distribución conocida inferior a 2,5 km^2 de superficie asciende a más de 400 taxones (Martín et al. 2005), no es extraño

Figura 4.

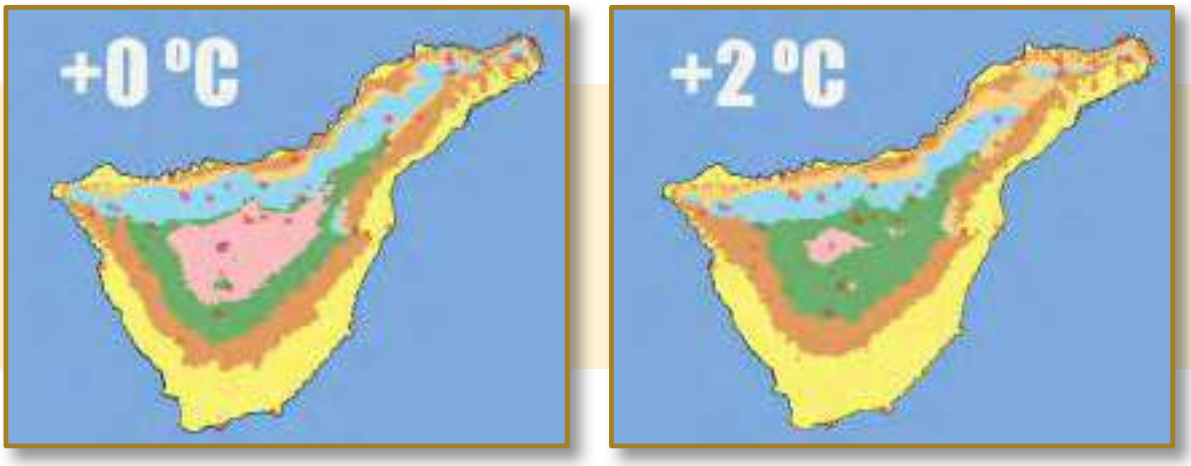


Figura 4. Variación predecible en el optimo bioclimático de los bosques de Tenerife en la actualidad (izquierda) y en un escenario futuro con una temperatura media 2ºC mayor que en la actualidad (derecha), según Garzón & del Arco (2012). Amarillo: cardonal-tabaibal; Marrón: sabinares; Verde: pinares; Azul: monteverde; Crema: monteverde seco; Rosado: matorral de cumbre; Malva: violetas. Los recuadros rojos se corresponden con endemismos cuya distribución es <2,5 Km^2 según Martín et al. (2005).

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Martín et al. (2005) y Garzón & del Arco (2012).

imaginar que los mismos cambios que pueden provocar variaciones en la distribución de los bosques pueden alterar su hábitat de forma irremediable. Obsérvese en la Figura 4 la diferencia en el optimo bioclimático de las diferentes formaciones vegetales entre las condiciones actuales y un escenario futuro con una temperatura media 2 grados más alta, y como algunas de las localidades donde habitan los 150 endemismos locales de Tenerife experimentarán importantes cambios.

La salida más probable para muchas de estas especies es migrar hacia zonas más idóneas, normalmente a mayor altura. Pero esta estrategia posee algunos inconvenientes, porque no todas las especies tienen la misma capacidad dispersiva, porque puede haber obstáculos que impidan la dispersión (infraestructuras humanas), o simplemente, porque no queda hábitat disponible a mayor altitud. Las especies endémicas de regiones cimeras, al igual que los bosques de cumbre, están entre las más vulnerables al cambio climático.

Perspectivas y estrategias de adaptación

Una de las ventajas de los modelos de futuro en la distribución de los bosques en función del previsible cambio de clima es que permiten detectar las zonas menos vulnerables y así ayudan a priorizar las restauraciones/repoblaciones forestales. De este modo, las zonas cuya idoneidad se verá reducida a corto plazo por el cambio climático, que previsiblemente serán las primeras en desaparecer, serán menos prioritarias que las que tienen mayores posibilidades de perpetuarse más tiempo. Es posible identificar "áreas refugio" formada por los lugares más persistentes, que serán los últimos en transformarse. Por ejemplo, los bosques a mayor altura constituirán áreas refugio y, por ende debieran considerarse prioritarios sobre los que se localizan en cotas más bajas. Por otro lado, las redes de áreas protegidas debieran asegurar la conectividad y ser lo suficientemente grandes para posibilitar los desplazamientos naturales de la vegetación en respuesta al cambio climático y así mejorar la resiliencia de los ecosistemas (Dunlop 2013)

Veamos un caso práctico. El muy amenazado pinzón azul de la isla de Gran Canaria tiene su principal hábitat en los bosques de Inagua (1.100-1.500 m de altitud). Hay registros en el pasado de que la especie habitaba también el pinar de Tamadaba, al oeste de la isla (1.000-1.400 m). Sin embargo, más hacia el centro de la isla está el pinar de la Cumbre (1.500-1.800 m de altitud), donde también se ha registrado la presencia de pinzones. ¿Cuál de las dos localidades, Tamadaba a o la Cumbre, debería ser prioritaria como hábitat futuro para los pinzones? Teniendo en cuenta las previsiones de cambio climático el pinar de la Cumbre debe ser prevalente sobre el de Tamadaba, pues este último podría perder antes su idoneidad en condiciones ambientales extremas (Figura 5). Este ejemplo muestra como cuando nos proyectamos al futuro, la variable climática alumbra sobre cuáles podrían ser las mejores decisiones de gestión.

Otro ejemplo relacionado con el riesgo de cambio climático lo tenemos en Tenerife. El monteverde es uno de los bosques más rico en composición y estructura. Su declive representaría una pérdida considerable en términos de biodiversidad. Hoy pervive en dos núcleos principales: al Este de la isla (Anaga) y al Oeste (Teno). Son dos bosques de niebla acantonados en las cumbres de sendos macizos montañosos. Antiguamente habitaban una franja intermedia en las medianías de toda la parte norte de la isla, hoy ocupada mayormente por cultivos, edificaciones y otras infraestructuras humanas, aunque una parte fue repoblada en el siglo pasado con pinos canarios y de Monterrey. Una buena política de adaptación al cambio climático podría consistir en recuperar el monteverde intermedio de las medianías, sustituyendo las repoblaciones de pinar. De esta forma, además de reconstruir la situación que prevalecía en origen, se dispondría de monteverde en una ubicación estratégica menos vulnerable en la medida que podría expandirse en altura si fuera necesario. Bajo la perspectiva del cambio climático, la recuperación de los bosques de medianías al norte de la isla es una prioridad de primer orden.

Las decisiones de planificación y gestión son importantes, deben estar conectadas entre sí y considerar la variable temporal de proyección futura, puesto que el cambio climático puede hacer disminuir la representatividad de ciertas especies y/o ecosistemas en las áreas que fueron protegidas precisamente para garantizar su conservación (Johnston et al. 2013).

Figura 5.

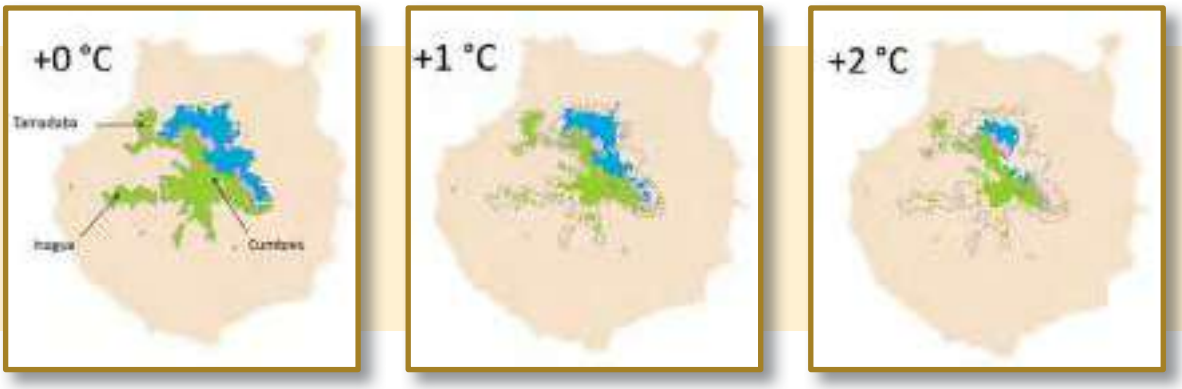


Figura 5. Evolución del potencial climatófilo de los bosques de la isla de Gran Canaria en tres escenarios distintos (de izquierda a derecha), cada uno de los cuales muestra una diferencia de calentamiento medio de la isla de un grado. Bosques de pinar en verde y bosques de Monteverde en azul y malva (según Garzón & del Arco 2012).

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Garzón & del Arco (2012).

Una conjunción adecuada de planificación y gestión, además de la consideración permanente de las variables climáticas, contribuirá a aumentar la resililiencia de las redes de áreas protegidas para mantener su eficacia.

Es necesario tener en cuenta, que lo que realmente prevén los modelos son cambios en la idoneidad del hábitat. Los cambios reales en la distribución, tanto de las especies como de las comunidades, podrán tener lugar o no, dependiendo de muchos factores externos. Las especies de mayor longevidad mostrarán más dificultad a desplazarse a zonas más adecuadas que las de ciclo corto. Aun así, dada la velocidad a que se producen los cambios es muy probable que las especies no puedan por si solas alcanzar otros territorios ante la merma de su hábitat original. Esto ha abierto un intenso debate sobre en qué medida la gestión de la conservación de la naturaleza debería implicarse favoreciendo desplazamientos (traslocación asistida) que de forma natural quizás no se dieran nunca (Ricciardi & Simberlof 2009, Shoo et al. 2013).

En Canarias ya ha sido aplicada a escala local, por ejemplo, las introducciones asistidas en nuevas localidades de las especies amenazadas del Parque Nacional del Teide: *Helianthemun juliae*, *Stemmacantha cynaroides, Bencomia exstipulata.* En algunos casos la viabilidad de las nuevas poblaciones muestra mejores expectativas que la de las localidades históricas conocidas (Marrero-Gómez et al. 2007). Es probable que estas acciones ilustren un fenómeno que a medida que el clima se vuelva más extremo podría ser común, y quizás abarcar a otros grupos biológicos. Por ejemplo, ya en alguna ocasión se ha sugerido que la pérdida irremediable de hábitat del ave *Calandrella rufescens* en Tenerife, se compensara con su introducción en zonas donde nunca había sido citada (Lorenzo 2004).

La traslocación asistida está en el centro del debate de las políticas de conservación ligadas a la adaptación al cambio climático (Shoo et al. 2013), especialmente cuando se refiere a especies amenazadas (Rout et al. 2013), y representa una estrategia de gestión intervencionista, ante una situación sobrevenida y en parte irremediable. El mensaje no es solo qué hemos de hacer para evitar el calentamiento global, sino que decisiones hay que tomar para minimizar las pérdidas en biodiversidad ante un cambio inevitable.

Referencias bibliográficas

Alonso-Pérez S, Cuevas E, Pérez C, Querol X, Baldasano JM, Draxler R, De Bustos JJ (2011) Trend changes of African airmass intrusions in the marine boundary layer over the subtropical Eastern North Atlantic region in winter. *Tellus B* 63:255-265

Acosta-Fernández B (2009) Presencia de *Cacyreus marshalli* Butler, [1898] en la isla de Tenerife, Islas Canarias, España y otros registros de interés sobre *Rhopalocera* endémicos de la isla (*Lepidoptera*: *Papilionoidea*). *SHILAP Revista Lepidopterológica* 37:155-159

Arévalo, JR, Afonso L, Naranjo A, Salas M (2010). Invasion of the Gran Canaria ravines ecosystems (Canary Islands) by the exotic species *Acacia farnesiana*. *Plant ecology* 206:185-193

Báez M (1998) Sobre la presencia del himenóptero polinizador de los "Laureles de Indias" en Canarias. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 22:225

Del Arco M (2008) La flora y la vegetación canaria ante el cambio climático actual. En: Afonso J, editor. *Naturaleza amenazada por los cambios en el clima*. Actas III Semana Científica Telesforo Bravo, Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias. pp. 105-140

Dunlop M (2013) Strategy conservation. *Nature Climate Change* 3:1019-1020

Elena-Rosello R, Rodríguez O (2005) *Evolución del paisaje vegetal del Parque Nacional del Teide*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid

Foster P (2001) The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* 55:73-106

Garzón V, del Arco M (2012) Estudio predictivo de distribución de los pisos de vegetación en Tenerife y Gran Canaria, para diferentes escenarios de Cambio Climático. En: Martín JL, Santana B, Nazco N, López B (2013) *Evaluación preliminar de la vulnerabilidad ante el cambio climático en las Islas Canarias.* Proyecto Climaimpacto (MAC/3/C159). Informe inédito. Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias

Haider S, Alexander J, Dietz H, Trepl L, Edwards PJ, Kueffer Ch (2010) The role of bioclimatic origin, residence time and habitat context in shaping non-native plant distributions along an altitudinal gradient. *Biological Invasions* 12:4003-4018

Huesca M, González-Alonso F, Cuevas JM, Merino-de-Miguel S (2008) Estimación de la superficie quemada en los incendios forestales de Canarias en 2007 utilizando sinérgicamente imágenes MODIS y anomalías térmicas. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17:308-316

IPCC (2013) Summary for Policymakers. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores.

Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge & New York

Johnston A, Ausden M, Dodd AM, Bradbury RB, Chamberlain DE, Jiguet F, Thomas, CD, Cook ASCP, Newson SE, Ockendon N, Rehfisch MM, Roos S, Thaxter CB, Brown A, Crick HQP, Douse A, McCall RA, Pontier H, Stroud DA, Cadiou B, Crowe O, Deceuninck B, Hornman M, Pearce-Higgins JW (2013) Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* 3:1055-1061

Kyncl T, Suda J, Wild J, Wildová R, Herben T (2006) Population dynamics and clonal growth of *Spartocytisus supranubius* (*Fabaceae*), a dominant shrub in the alpine zone of Tenerife, Canary Islands. *Plant Ecology* 186:97-108

Lorenzo JA (2004) Terrera Marismeña, *Calandrella rufescens*. En: Madroño A, González C, Atienza C, editores. *Libro Rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO, Birdlife España, Madrid. pp. 318-321

Luque A, Martín JL, Dorta P, Mayer P (2014) Temperature Trends on Gran Canaria (Canary Islands). An Example of Global Warming over the Subtropical Northeastern Atlantic. *Atmospheric and Climate Science* 4:20-28

Marrero-Gómez MV, Oostermeijer JG, Carqué Alamo E, Bañares A (2007) Population viability of the narrow endemic *Helianthemum juliae* (*Cistaceae*) in relation to climate variability. *Biological Conservation* 134:552-562

Martín JL, Oromí P (1984) Consideraciones sobre la presencia de *Schizomus portoricensis* (Chamberlin, 1922) (Arach., Schizomida) en cuevas de Tenerife (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 8:265-270

Martín JL, Marrero MC, Zurita N, Arechavaleta M, Izquierdo I (2005) *Biodiversidad en gráficas. Especies silvestres de las Islas Canarias*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias

Martín JL, Bethencourt J, Cuevas-Agullo E (2012) Assessment of global warming on the island of Tenerife, Canary Islands (Spain). Trends in minimum, maximum and mean temperatures since 1944. *Climatic Change* 114:401-415

Martín JL, Santana B, Nazco N, López B (2013) *Evaluación preliminar de la vulnerabilidad ante el cambio climático en las Islas Canarias.* Proyecto Climaimpacto (MAC/3/C159). Informe inédito. Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias

Martín-Moreno R (2010) La Pequeña Edad de Hielo en el Alto Teide (Tenerife, islas Canarias). Menciones históricas y morfogénesis periglaciar. *Eria* 83:331-342

Miller L, Douglas BC (2004) Mass and volume contributions to twentieth-century global sea level rise. *Nature* 428:406-409

Montelongo-Parada V (1996) Los laureles de Indias de Canarias comienzan a reproducirse por sí solos. *Noticias del Museo Canario* 7:10-11

Ramos JJ (2009) *Aves y cambio climático en las islas Canarias*. BirdingCanarias Servicios Ambientales – Agencia Canaria de Desarrollo Sostenible y Cambio climático. Informe inédito. Gobierno de Canarias

Ricciardi A, Simberloff D (2009) Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 24:248-253

Rout TM, McDonald-Madden E, Martin TG, Mitchell NJ, Possingham HP, Armstrong DP (2013) How to Decide Whether to Move Species Threatened by Climate Change. *Plos one* 8:e75814

Sanroma E, Palle E, Sánchez-Lorenzo A (2010) Long-term changes in insolation and temperatures at different altitudes. *Environmental Research Letters* 5:1-6

Sanz R, Cardós C, Barrera E (2007) Heat waves in the Canary Islands. *Proceedings of 7th EMS Annual Meeting 8th European Conference in San Lorenzo de El Escorial (Spain)*

Shoo LP, Olson DH, McMenamin SK, Murray KA, Van Sluys M, Donnelly MA, Stratford D, Terhivuo J, Merino-Viteri A, Herbert SM, Bishop PJ, Corn PS, Dovey L, Griffiths LA, Lowe K, Mahony M, McCallum H, Shuker JD, Simpkins C, Skerratt LF, Williams SE, Hero JM (2011) Engineering a future for amphibians under climate change. *Journal of applied ecology* 48:487-492

Hoegh-Guldberg O, Hughes L, McIntyre S, Lindenmayer DB, Parmesan C, Possingham HP, Thomas CD (2008) Assisted colonization and rapid climate change. *Science* 321:345-346

Trenberth KE (2011) Changes in precipitation with climate change. *Climate Research* 47:123

M.R. Mosquera-Losada*, N. Ferreiro-Domínguez, J.J. Santiago-Freijanes, E. Fernández-Núñez, A. Rigueiro-Rodríguez

Departamento de Producción Vegetal. Universidad de Santiago de Compostela. Campus de Lugo. 27002 - Lugo

**Correo electrónico: mrosa.mosquera.losada@usc.es*

54 Los sistemas agroforestales como forma de gestión en la adaptación al cambio climático

Resultados clave

- Los Sistemas Agroforestales (SAF) pueden ser formas de gestión sostenible del territorio.
- Los SAF contribuyen a la conservación y mantenimiento del carbono acumulado en los ecosistemas maduros, fomentando además el incremento del secuestro del carbono cuando se establecen.
- Los SAF permiten obtener productos para la sustitución de combustibles fósiles como es el caso de la biomasa.

Introducción

El cambio climático es una realidad que está afectando a Europa y que tendrá fuertes impactos en la península Ibérica. Estos impactos van a afectar tanto a los sistemas forestales como a los sistemas agrícolas. En general, el aumento de las temperaturas en España se acompañará de períodos de sequía prolongados o la aparición de otros (primavera) en zonas en donde previamente no existían. Además la probabilidad de aparición eventos extremos será más elevada. El aumento de las temperaturas y los períodos de sequía provocará que tanto los sistemas agrícolas como los forestales sean más vulnerables y menos resilientes. En el caso de los sistemas forestales se prevé que sufrirán impactos relacionados con el mayor ataque de plagas y enfermedades o los incendios y en el segundo podrá modificar los cultivos a emplear o la distribución en su uso como recurso (pastos). Todo ello hará que por una parte se eleven los costes de mantenimiento de estos sistemas (reposición de marras, riego, etc.) y por otro su productividad será menor ya que temperatura y agua son dos factores clave para determinar la misma.

Los sistemas agroforestales (SAF) son formas de gestión sostenible del territorio que integran al menos dos componentes, uno leñoso (árbol o arbusto) y otro herbáceo (pasto (SEEP 2014) o cultivo) aunque también pueden incluir el ganado como tercer componente en el caso de las prácticas silvopastorales. Las prácticas silvopastorales son sin lugar a duda el tipo de SAF más empleado en Europa (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009). Son formas de gestión sostenible ya que su empleo conduce a una optimización del uso de los recursos, resultando por tanto más eficientes en este sentido en comparación con los sistemas más simples. El hombre forma parte de los SAF a través de la gestión que realiza y debe procurar favorecer las sinergias entre los diferentes componentes, para así lograr una optimización en el uso de los recursos como la luz, el agua y los nutrientes, lo que conduce a una mayor producción global, una menor vulnerabilidad de la producción agrícola y forestal y una mayor resiliencia de los ecosistemas. Es más al ser los SAF un tipo de sistemas en los que se fomenta el uso múltiple del territorio y se diversifica la producción se reduce la vulnerabilidad de los sistemas de producción agrícola como consecuencia de los cambios de mercado (Schoeneberger 2012). A la hora de establecer un SAF, y en comparación con sistemas agrícolas, el principal factor a considerar es la cantidad de luz o radiación incidente que puede alcanzar el estrato inferior del SAF, sea éste arbustivo o herbáceo. Es por ello, que para el establecimiento de un SAF en zonas sin cubierta leñosa inicial debemos considerar aspectos como la densidad y la distribución del arbolado. Si el SAF se establece en sistemas que ya poseen un componente leñoso, hemos de centrarnos en optimizar la densidad de este componente leñoso para potenciar la productividad global a través de la optimización de los recursos que van a utilizar sus diferentes componentes (Mosquera-Losada et al. 2009).

El empleo de SAF y su relación con la reducción de los efectos del cambio climático es clara. El protocolo de Kioto establece que las actividades relacionadas con el cambio de uso (reforestación/deforestación (artículo 3.3) y la gestión de las tierras forestales, agrícolas, ganaderas y la revegetación (artículo 3.4), pueden ser empleadas para mitigar y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (UN 1998). Burley et al. (2007) indica que los terrenos forestales pueden reducir el efecto de la emisión de gases de efecto invernadero a través del secuestro de carbono realizado por la vegetación y por la disminución de las emisiones por la vegetación existente (reducción de riesgos de incendios, deforestación…). Los países europeos emplearán estos dos mecanismos (artículos 3.3. y 3.4) con el objeto de cumplir los objetivos de Kioto (EEA 2009). Los estudios desarrollados en los que se compara el uso de SAF y los terrenos exclusivamente agrícolas bajo una perspectiva del secuestro de carbono reflejan una clara ventaja de los primeros con respecto a los segundos (Holwett et al. 2011, Nair et al. 2009, Mosquera et al. 2011). Los SAF pueden contribuir de forma clara como forma de gestión del territorio en la lucha contra el cambio climático, a través de la conservación o mantenimiento e incremento del secuestro de carbono, compensando por tanto las emisiones en los sistemas agrarios, reducción de las emisiones con base en el aumento de biodiversidad muy vinculada a la adaptación al cambio climático. También contribuyen aportando biomasa en substitución de los combustibles fósiles, tal y como veremos a continuación.

Conservación y mantenimiento del carbono acumulado

La conservación y mantenimiento del carbono acumulado en los ecosistemas terrestres, y por tanto en sistemas agrarios, es un aspecto muy importante a considerar en el marco de las estrategias de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero causantes del cambio climático al que los sistemas agroforestales pueden contribuir, centrándose sobre todo en aspectos relacionados con la merma de los efectos de la deforestación total. En la gestión de los montes mediante el empleo de SAF se establecen estrategias de deforestación parcial y selectiva de la masa arbolada y de gestión del sotobosque, las cuales permiten a su vez una disminución del riesgo de incendios forestales y preservación de la biodiversidad contribuyendo a un balance positivo de carbono de los SAF en comparación con otras estrategias de uso del territorio. La deforestación total de tierras es considerada una de las vías más importantes que pueden contribuir de forma negativa a la emisión neta de carbono a la atmósfera, debido fundamentalmente a dos aspectos: en primer lugar porque supone la liberación del carbono almacenado en el propio árbol y en el suelo del sistema y en segundo lugar porque la superficie deforestada deja de realizar el proceso de fotosíntesis en los diferentes estratos aéreos verticales de los sistemas forestales y por tanto de fijar carbono ya sea de forma creciente si hablamos de masas jóvenes o de forma más o menos estable si nos referimos a masas adultas (Post & Kwon 2000). Si bien la disminución de la densidad forestal puede ocasionar los mismos efectos, estos tienden a reducirse con el tiempo ya que los árboles no cosechados y que permanecen en el monte al crecer sin competencia lateral incrementan su tamaño y exploran un elevado volumen de suelo en el que fijan carbono. Por ejemplo, se sabe que los árboles de la zona de dehesa española con densidades inferiores a los 50-75 pies por hectárea pueden tener raíces que superen los quince metros de distancia desde el tronco del árbol (Howlett et al. 2012, Mosquera-Losada et al. 2012). Este aspecto es muy importante ya que son las raíces una de las principales fuentes de carbono en el suelo, medio que contiene más del 65% del carbono secuestrado en los ecosistemas terrestres. Así, se ha visto que en la zona de dehesa el carbono almacenado en el suelo a profundidades de un metro es de 50, 37,0 y 56 Mg ha^{-1} a 2, 5 y 15 m de distancia del árbol (Howlett et al. 2012). La deforestación parcial con el objeto de incrementar la superficie agrícola realizada a través de la disminución de densidad y/o una redistribución del arbolado puede contribuir a la conservación y mantenimiento de parte del carbono acumulado en comparación con sistemas que promuevan la deforestación total, sin que ello suponga una merma importante de la producción del cultivo. Se sabe por ejemplo, que coberturas forestales próximas al 55% provocan una merma de la producción del cultivo en torno al 50% (Mosquera-Losada et al. 2009) en condiciones de clima templado. Si la cobertura arbolada es menor, la merma de la producción del componente aéreo inferior del SAF se reduce. La mecanización de los SAF se puede facilitar por empleo de densidades reducidas o la distribución del arbolado en golpes, grupos de árboles o en los bordes de la parcela como es el caso de los setos vivos. Desde una perspectiva de la adaptación al cambio climático, el mantenimiento de los SAF, sobre todo cuando la distribución del arbolado y/o su densidad es reducida genera diferentes microambientes (zonas con diferente temperatura y velocidad del viento que afecta a la evapotranspiración) que permite que a pesar de que se incremente la temperatura en eventos más o menos extremos existan zonas en las que este aumento sea menor permitiendo la persistencia de las especies más sensibles a la sequía. Además las raíces de los árboles son capaces de disminuir el impacto del agua en el suelo o de reducir más rápidamente los efectos de las inundaciones por tanto mejora la persistencia de las especies en comparación con áreas sin arbolado. La presencia del arbolado favorece la adaptación en el sentido de que da cobertura a determinadas especies en eventos más o menos extremos que son capaces de recolonizar su área previa cuando estos eventos pasan. Por tanto, los SAF aumentan la resiliencia de los sistemas con base en la preservación de la biodiversidad.

La gestión del sotobosque promovida por los SAF contribuye a la conservación y mantenimiento del carbono almacenado por la disminución del riesgo de incendios e incremento de la biodiversidad entendida como biodiversidad alfa o número total de especies. Los incendios forestales son uno de los grandes problemas que presentan los montes del ámbito mediterráneo y de la transición mediterráneo-atlántica en Europa, problema del que no es una excepción el estado español. Si bien las causas de incendio son múltiples, variadas y generalmente vinculadas al elevado número de focos incendiarios provocados por pirómanos, no es menos cierto que el monte no gestionado acumula una elevada carga de combustible vegetal que hace que con el paso de los años sin que se produzca el fuego, una vez iniciado el incendio, la capacidad de control del mismo esté muy mermada, sobre todo cuando las condiciones meteorológicas son adversas (reducida humedad y fuertes vientos). La extinción de los incendios forestales ha avanzado notablemente en los últimos años, lo que provoca una reducción clara de la superficie quemada por año tras los grandes incendios, pero también provoca un aumento de

la tasa de combustible vegetal que se acumula año tras año precisamente porque se evitó el incendio en años anteriores (Figura 1). Esto se puede constatar en la región Gallega en la que cada diez años aproximadamente se producen incendios de grandes dimensiones que afectan a miles de hectáreas con una gran alarma social como los acaecidos en los años 1989 (más de doscientas mil hectáreas) o 2006 (cerca de cien mil hectáreas en menos de una semana), cuando la gestión del sotobosque, a la postre combustible, es prácticamente inexistente o nula. El control de este combustible vegetal a través del pastoreo o la práctica agroforestal AF denominada silvopastoral se hace imprescindible para reducir el riesgo de incendios en general y el de grandes extensiones en particular y por tanto limita la cantidad de carbono emitida a la atmósfera como consecuencia del incendio, contribuyendo a conservar y mantener el carbono acumulado en el monte. La implementación de sistemas silvopastorales reduce el riesgo de incendios a través de dos mecanismos, en primer lugar por el consumo directo del sotobosque, que reduce la biomasa existente, y en segundo lugar por el consumo reiterado de las hojas jóvenes de los arbustos que debilita la planta y disminuye su tasa de crecimiento por consumir tejido foliar, lo que provoca que el efecto de disminución del combustible vegetal sea más prolongado en el tiempo en comparación con los desbroces mecanizados. Una buena demostración son los resultados obtenidos en la comunidad valenciana tras la implementación de políticas de desarrollo rural que favorecían la implementación de los SAF (Ruiz-Mirazo & Mosquera-Losada 2015).

Incremento del secuestro de carbono

El incremento del secuestro de carbono por parte de los SAF se vincula al cambio del uso del territorio y a la gestión diferenciada del mismo.

Cambio de uso

El aumento de secuestro de carbono provocado por la introducción de una especie forestal en un terreno desarbolado se asocia a la tasa de crecimiento forestal y al efecto sobre el sotobosque. Las especies arbóreas con elevadas tasas de crecimiento (eucalipto) secuestran más carbono por unidad de tiempo que las que poseen tasas reducidas en una misma unidad territorial, si bien la cosecha forestal es más temprana en el primer caso y por tanto la durabilidad del carbono secuestrado en la superficie es menor en el caso de las especies forestales de crecimiento rápido, en comparación con las de crecimiento lento. Es por ello, que en países como Australia, se subvenciona la reforestación de tierras agrícolas con especies de crecimiento rápido siempre y cuando el compromiso de mantenimiento del suelo forestal sea de varias décadas. La tasa de secuestro de carbono por unidad de superficie también depende de la especie forestal, así en la Figura 2 se puede observar que las especies de crecimiento rápido (coníferas) tienden a acumular más carbono por hectárea y año que las frondosas tanto a nivel aéreo como edáfico. Sin embargo, son las frondosas las que tienden a acumular más carbono edáfico vinculado a las partículas más pequeñas del suelo (Howlett et al. 2011) y por lo tanto de mayor dificultad de ser liberadas a la atmósfera tras la cosecha forestal (Parton et al. 1987, Six et al. 2002). Este hecho se debe a que las hojas de las frondosas se incorporan más fácilmente en el suelo que las de las coníferas por su composición (menor contenido en ligninas en el caso de las frondosas) y las condiciones de mineralización (hoja caduca vs hoja perenne). Las diferentes especies también afectan de forma clara a la biodiversidad del sotobosque, siendo ésta mucho mayor en el caso del abedul que en el del pino por las condiciones diferenciadas de radiación, humedad, y temperatura que genera una cubierta frente a otra (Rigueiro-Rodríguez et al. 2012). Esto implica que la capacidad de adaptación de las áreas colonizadas por frondosas es mayor que las de las coníferas ya que la biodiversidad de las primeras es mayor que la de las

Figura 1.

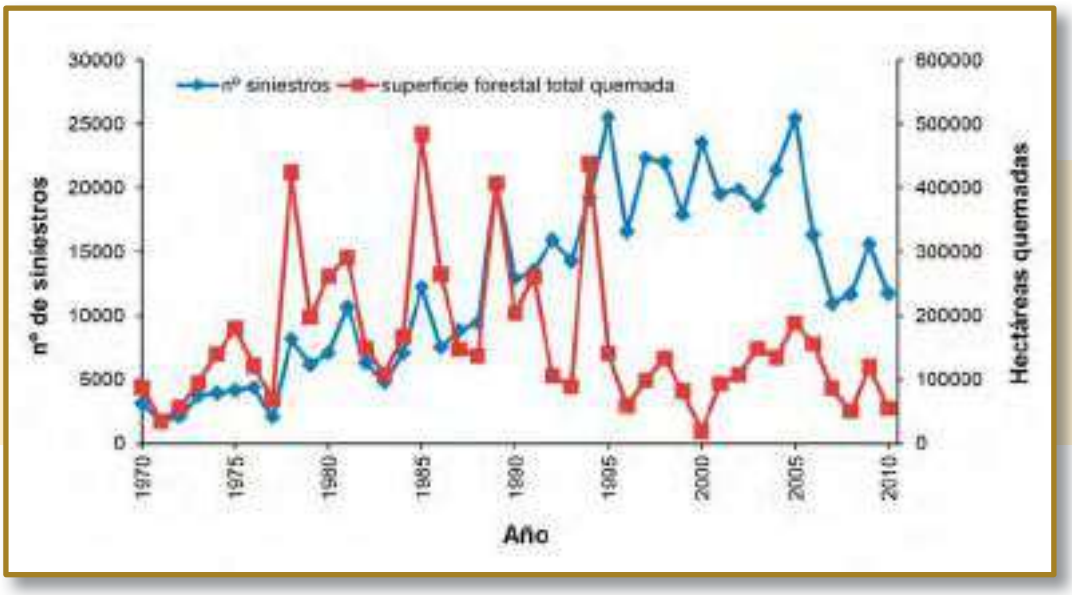


Figura 1. Evolución del número de siniestros y de la superficie afectada por incendios forestales a lo largo de los últimos 50 años ((Ministerio de Medio Ambiente 2007) y posteriores informes anuales).

Fuente: Elaborado a partir de MAGRAMA (2011).

Figura 2.

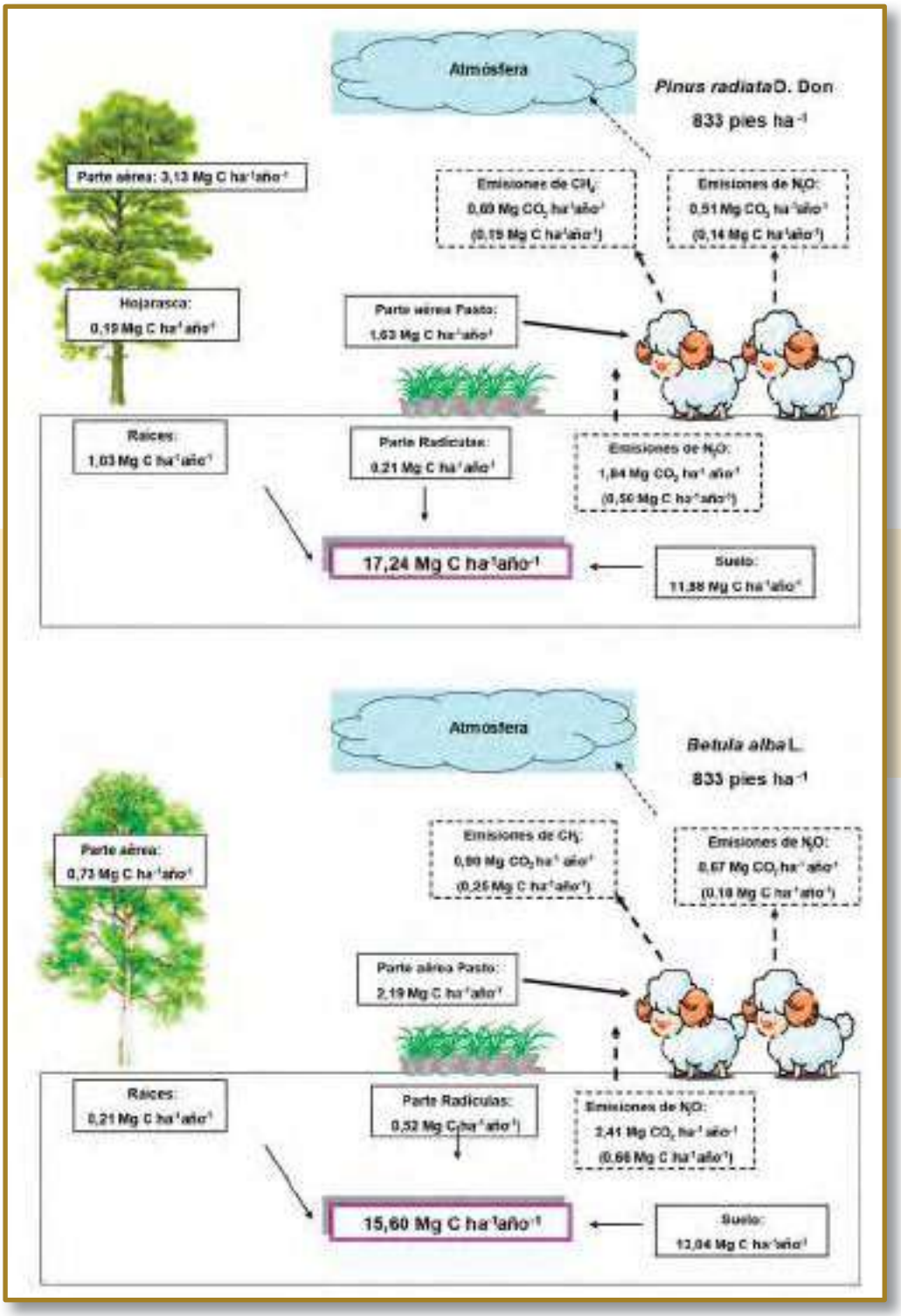


Figura 2. Balance de carbono (Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) en sistemas establecidos bajo *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L a una densidad de plantación de 833 pies ha^{-1} tras 10 años de establecimiento (adaptado de Fernández-Núñez 2010).

Fuente: Elaboración propia.

segundas, son por tanto en este sentido sistemas más resilientes.

El incremento del secuestro de carbono de una superficie agrícola está vinculado generalmente a su cambio de uso y se centra en la reforestación de tierras agrarias, ya que el arbolado explora una mayor profundidad de suelo y aprovecha mejor, de manera conjunta con el sotobosque, los recursos de la parte aérea (radiación) incrementando por tanto la tasa fotosintética y el carbono incorporado al sistema por unidad de superficie. Es éste último aspecto clave para entender cómo se puede mejorar este incremento del secuestro de carbono en una superficie destinada a un uso agroforestal. El aumento del número de especies en una superficie permite incrementar el uso de los recursos disponibles como la luz, el agua y los nutrientes. El uso combinado de especies con diferentes patrones de aprovechamiento de los recursos abióticos optimizan el aprovechamiento debido a que éste es complementario, especializándose unas especies en zonas de la superficie que no son tan bien aprovechadas por otras. Por tanto

podemos señalar que la biodiversidad está muy vinculada a la mejora de la productividad por unidad de superficie y por tanto al secuestro de carbono. Estudios desarrollados en Francia (Borrel 2005), demuestran que una hectárea destinada al cultivo en combinación con nogal, presenta una productividad conjunta de los componentes arbóreo y herbáceo igual a la obtenida por un área comprendida entre 1,2 y 1,6 hectáreas en la que la producción de sus componentes (árbol y cultivo agrícola) se realiza por separado. La implementación de los SAF resulta por tanto una intensificación de los sistemas a través de la optimización del uso de los recursos, y no del aporte de los mismos de forma exógena (Borrel 2005, Dupraz & Liagre 2008). Los SAF mejoran la biodiversidad por la generación de heterogeneidad en el espacio que provocan al basarse en la combinación de más de dos especies (Schoeneberger 2012). La generación de sombra provoca un cambio de microclima originado por el árbol (temperatura, humedad) que hace que se modifique la distribución de la composición de las especies herbáceas bajo y lejos de la copa del árbol. El laboreo en SAF reduce el impacto sobre la biodiversidad al existir un componente leñoso capaz de absorber los nutrientes que por descomposición se liberan al medio edáfico. Además, si hablamos de los sistemas silvopastorales, tipo de SAF que incluye animales como tercer componente, la biodiversidad se ve favorecida por: la selección preferencial de unas plantas en vez de otras, las deyecciones que generan heterogeneidad horizontal de nutrientes en el suelo y el pisoteo que genera huecos que colonizan otras especies, generalmente estrategas de la r. Pero, además, los sistemas silvopastorales aumentan la heterogeneidad espacial a escala de paisaje y actúan sobre la biodiversidad beta (entendida como la biodiversidad existente entre ecosistemas o el recambio espacial en la composición específica de las comunidades (Thompson et al. 2009) o entre áreas de diferentes usos, ya que los animales con su capacidad de movimiento, dirigida por el hombre, ponen en contacto zonas que de otro modo no lo estarían, como resultado de actividades como el desplazamiento de los animales en busca de pastos de largo (trashumancia) o corto (transterminancia) recorrido. La biodiversidad se ve favorecida por tanto a diferentes escalas y afecta desde microbios y hasta a la flora y la fauna por modificar los ciclos de biomasa y energía de los sistemas tróficos. Permite además la conservación de razas y cultivares autóctonos que encajan mejor en un determinado sistema con unas condiciones edafoclimáticas concretas (Mosquera-Losada et al. 2010) Es destacable que el fomento y la preservación de la biodiversidad de las especies son clave para favorecer la adaptación de los ecosistemas a los efectos del cambio climático.

Gestión

La gestión del sotobosque fundamentalmente constituido por especies perennes se debe realizar a través del aprovechamiento de sus productos. Las prácticas silvopastorales han demostrado ser capaces de reducir de forma clara el combustible vegetal del sotobosque en áreas con alto riesgo de incendio. En esta gestión hay dos aspectos clave a considerar, en primer lugar el tipo de manejo relacionado con la forma de acceso del ganado a las parcelas y en segundo lugar mediante la carga ganadera o el número de animales que se introducen por unidad de superficie. En general, se considera que para una misma carga ganadera, no existen diferencias en relación a la producción del sotobosque (Rigueiro-Rodríguez et al. 2012a) pero sí un claro efecto sobre la biodiversidad ya que el pastoreo rotacional con cargas puntuales más intensas no permite al ganado seleccionar las fracciones más tiernas. Por el contrario, fuerza al animal a consumir sin capacidad de seleccionar las especies del pasto, lo que provoca un sobreconsumo del sotobosque que a medio y largo plazo se hace insostenible para la mayoría de las especies palatables, reduciendo por tanto su dominancia. Esto genera huecos, que permite que tras el cese del pastoreo, la capacidad de recuperación de la biodiversidad es mucho mayor en el caso del manejo con pastoreo rotacional que con pastoreo continuo en sistemas en los que se emplean cargas

Figura 3.

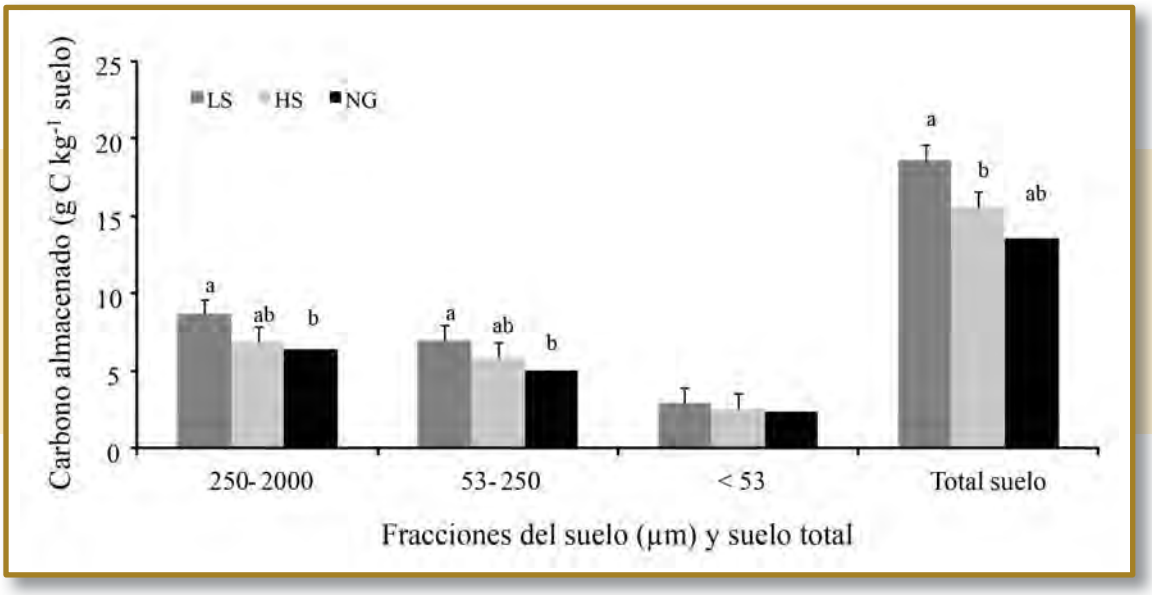


Figura 3. C almacenado expresado como gramos de carbono por kilogramo de suelo (g C kg^{-1}) en el suelo total (0-100 cm) y en las tres fracciones de suelo (250–2000 µm, 53–250 µm, < 53 µm) estimado para un metro de profundidad para tres tratamientos (LS: carga baja, HS: carga alta NG: no pastoreo). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos en el suelo total y en cada una de las fracciones. Líneas verticales indican el error estándar de la media

Fuente: Elaboración propia.

elevadas (Rigueiro-Rodríguez et al. 2012b), reduciendo por tanto en el caso del pastoreo continuo, su capacidad de adaptación a los efectos del cambio climático, en estas condiciones. En sistemas forestales modernos planteados con el objetivo de producir madera de calidad con especies de Juglans a bajas densidades adquiere una gran importancia la gestión adecuada del sotobosque que se hace con un laboreo mecanizado en las calles con el objeto de reducir la competencia nogal/sotobosque. El reemplazo de este laboreo (por tanto de disminución de la materia orgánica) por un desbroce biológico con ovejas provoca dos años después del empleo del pastoreo un claro aumento de la biodiversidad del sotobosque que podría explicar, al menos en parte, la mejora de la cantidad de carbono secuestrado en el suelo en las fracciones intermedias y gruesas del componente edáfico (Figura 3). Por tanto, el reemplazo de prácticas de laboreo por pastoreo para regular la competencia entre el árbol y el sotobosque contribuye al aumento del secuestro de carbono total en el componente edáfico. La disminución del C secuestrado debido al laboreo se debe por un lado a la ausencia de vegetación y por otro al aumento de la tasa de mineralización del C edáfico como consecuencia de la ausencia de cobertura vegetal, que además realiza menos insumos de C al suelo.

Sustitución combustibles fósiles

Uno de los principales motivos del aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera es el empleo de energías fósiles, ya que todo el carbono almacenado durante millones de años en las capas profundas del planeta se ha liberado con el fin de obtener energía en los últimos años, sobre todo tras la revolución industrial. Es por ello, que la disminución del empleo de este tipo de fuente energética y su reemplazo por energías renovables está siendo muy promovido a nivel científico y político. El empleo de biomasa como fuente de energía renovable implica un uso de la energía recientemente almacenada durante el proceso de fotosíntesis que supone un balance equilibrado entre el carbono que se almacena y el que se libera a la atmósfera, a diferencia de los combustibles fósiles que suponen un incremento neto de C en la atmósfera, fijado hace muchos años. Es por ello que se potencia el uso de biomasa procedente de diferentes actividades agroforestales como puede ser la poda o el aprovechamiento de despojos procedentes de restos de desbroces, clareos, claras o de talas con un fin energético. Este tipo de usos pueden ser también realizados en el marco de los sistemas agroforestales, y de hecho tienen una gran tradición en la dehesa española, en la que con el objeto de incrementar la producción de fruto y dar forma al árbol se realizan podas que generaban renta a los propietarios al emplearse para las ramas extraídas en el carboneo. Hoy en día, la existencia de herramientas de poda con accionamiento hidraúlico y el empleo de plataformas elevadoras podrían facilitar este tipo de aprovechamiento ya que reducen los costes de mano de obra, principal limitante del uso de biomasa en los países desarrollados.

Por otra parte, en los últimos años se está fomentando el uso de cultivos leñosos para la producción de biomasa con fines energéticos en diferentes países del entorno europeo. En estos sistemas se emplean cultivos leñosos a elevadas densidades como aliso, eucalipto, chopo y robinia que tras 3-6 años de desarrollo dependiendo de la calidad de estación, se cortan de forma mecanizada y se permite su rebrote para una nueva cosecha sin levantar el cultivo. En Alemania, se ha combinado este tipo de cultivos con el cultivo de especies herbáceas con objeto o no de realizar restauraciones de zonas de minas. Son los denominados “cultivos en callejones” en los que se introducen franjas de 10 m de ancho de cultivo leñoso en combinación con otras de 15-20 m de cultivo herbáceo. Las zonas de cultivo herbáceo incrementan su capacidad para secuestrar carbono al ser colonizadas por las raíces laterales del cultivo leñoso en las profundidades a donde las raíces del cultivo herbáceo no llegan. La presencia de especies leñosas intercaladas con los cultivos en callejones han demostrado que contribuyen de forma significativa al aumento del secuestro de carbono en el suelo en comparación con zonas en las que los cultivos no se combinan con especies leñosas (Matos et al. 2011, Quinkenstein et al. 2009). Favorecen también el aumento de la biodiversidad de artrópodos, por lo que podrían incrementar la capacidad de adaptación de este tipo de ecosistemas al cambio climático en comparación en áreas en las que los cultivos no se producen intercalados entre franjas de especies leñosas con uso para biomasa (Mosquera et al. 2011), derivada de la mayor presencia de especies de artrópodos, mecanismo globalmente reconocido.

Conclusión

Podemos señalar que los SAF han demostrado ser una estrategia de gestión del territorio, que, en comparación con otras en los que la presencia del arbolado sea escasa permiten mejorar la capacidad de adaptación de los ecosistemas agrarios a los efectos del cambio climático. Esta mejora de la respuesta al cambio climático se basa en la capacidad que tienen para conservar y mantener el C acumulado, incrementar el C secuestrado, proporcionar combustibles vegetales que sustituyan a los fósiles. Esta mayor capacidad de adaptación al cambio climático se fundamenta sobre todo en el incremento y mejora de la biodiversidad y el uso más eficiente de recursos (nutrientes, luz y agua) en comparación con otras formas de gestión del territorio más simples como las de monocultivos agrícolas.

Referencias bibliográficas

Borrel T, Dupraz C, Liagre F (2005) *Economics of silvoarable systems using*. Disponible en: http://www.agroof.net/agroof_dev/documents/safe/Economics_silvoarable_systems_LER_approach.pdf Último acceso 20 de julio de 2014

Burley J, Ebeling J, Costa PM (2007) C sequestration as a forestry opportunity in a changing climate. En: Freer-Smith PH, Boradmeadow MSJ, Lynch JM, editores. *Forestry and climate change*. CAB International, Wellington. pp. 31-37

EEA (2009) *Greehouse gas emission trends and projections in Europe 2009. Tracking progress towards Kyoto targets*. Disponible en http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2009_9 Último acceso 12 de enero de 2011

Fernández-Núñez E, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2010) Carbon allocation dynamics one decade after afforestation with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. under two stand densities in NW Spain. *Ecological Engineering* 36:876-890

Howlett D, Moreno G, Mosquera-Losada MR, Nair PKR, Nair VD (2012) Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring* 13:1897-1904

Howlett D, Mosquera-Losada MR, Nair PKR, Nair VD, Rigueiro-Rodríguez A (2011) Soil carbon storage in silvopastoral systems and treeless pasture in northwestern Spain. *Journal Environment Quality* 40:1-8

Liagre F, Dupraz C (2008) *Agroforesterie: Des arbres et des cultures Broché*. France Agricole editions, Paris

MAGRAMA (2011) *Los incendios forestales en España. Año 2010*. Ministerio de agricultura y medio ambiente. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/Publicacion2010_def_tcm7-174379.pdf Último acceso 20 de julio de 2014

Mosquera-Losada MR, Moreno G, Pardini A, McAdam JH, Papanastasis V, Burgess PJ, Lamersdorf N, Castro M, Liagre F, Rigueiro-Rodríguez A (2012) Past, Present and Future of Agroforestry Systems in Europe. En: Nair PKR, Garrity D, editores. *Agroforestry - The Future of Global Land Use*. Springer, Dordrecht. pp. 285-312

Matos ES, Freese D, Mendonca ES, Slazak A, Huttl RF (2011) C, nitrogen and organic C fractions in topsoil affected by conversion from silvopastoral to different land use systems. *Agroforestry Systems* 81:203-211

Mosquera-Losada MR, Freese D, Rigueiro-Rodríguez A (2011) Carbon sequestration in European agroforestry systems En: Kumar BM, Nair PKR, editores, *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges*, Springer, Dordrecht. pp. 43-60

Mosquera-Losada MR, McAdam J, Romero-Franco R, Santiago-Freijanes JJ, Rigueiro-Rodríguez A (2009) Definitions and components of agroforestry practices in Europe. En: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR, editores. *Agroforestry in Europe. Current status and future prospects*. Springer, Dordrecht. pp. 3-20

Nair PKR, Kumar BM, Nair VD (2009) Agroforestry as a strategy for C sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172:10-23

Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS (1987) Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society American Journal* 51:1173-1179

Post WM, Known KC (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potencial. *Global Change Biology* 6:317-328

Quinkenstein Q, Wöllecke J, Böhm C, Grünewald H, Freese D, Schneider BU, Hüttl RF (2009) Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environment Science Policy* 12:1112-1121

Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (2009) *Agroforestry in Europe. Current status and future prospects*. Springer, Dordrecht

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, Fernández-Núñez E (2012a). Afforestation of agricultural land with *Pinus radiata* D. Don and *Betula Alba* L. in NW Spain: effects on soil pH, understorey production and floristic diversity eleven years after establishment. *Land Degradation and Development* 23:227-241

Rigueiro-Rodríguez A, Mouhbi R, Santiago-Freijanes JJ, González-Hernández MP, Mosquera-Losada MR (2012b) Horse grazing systems: understory biomass and plant biodiversity of a Pinus radiata stand. *Scientia agricola* 69:38-46

Ruiz-Mirazo J, Mosquera-Losada MR (2015) Pastoreo y prevención de incendios forestales. En: Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A, Moreno-Marcos G, editores. *Los sistemas agroforestales en la península ibérica*. Mundi Prensa, Madrid (en prensa)

SEEP (2014) *Nomenclator de la sociedad española para el estudio de los pastos*. Disponible en: http://seepastos.es/docs%20auxiliares/nomenclator.pdf Último acceso 20 de julio 2014

Six J, Callewaert P, Lenders S, De Gryze S, Morris SJ, Gregorich EG, Paul EA, Paustian K (2002) Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society American Journal* 66:1981-1987

Schoeneberger M, Bentrup G, de Gooijer H, Soolanayakanahally R, Sauer T, Brandle J, Current D (2012) Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 67:128-136

Thompson I, Brendan M, McNulty S, Mosseler A (2009) *Forest resilience, biodiversity and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilienc/stability relationship in forest ecosystems*. Disponible en: https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-43-en.pdf Último acceso 20 de Julio de 2014

UN (1998) *Kyoto protocol to the United Nations*. Framework convention on climate change. Disponible en: http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf Último acceso 12 de Julio de 2014

R. Serrada, V. Gómez-Sanz*

Grupo de Investigación ECOGESFOR – Universidad Politécnica de Madrid
Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid.
**Correo electrónico: valentin.gomez@upm.es*

55 Bases físicas para la elección de ecotipos en la restauración vegetal bajo escenarios de cambio climático

Resultados clave

- El Catalogo Nacional de Materiales Base (CNMB) proporciona información para la obtención de material forestal de reproducción (semillas y plantas) con garantía certificada.
- El correcto uso del CNMB precisa la caracterización autoecológica de cada ecotipo productor de semillas.
- El trabajo que se presenta completa el conocimiento del medio físico de ecotipos de algunas especies de montaña (abeto, haya, pino negro y pino silvestre) del CNMB.
- Los resultados a obtener permitirán identificar el ecotipo más adaptado a futuros escenarios de cambio.

Contexto

La dinámica de cambio global, en especial la derivada del cambio climático, introduce importantes niveles de incertidumbre en lo relativo a la estabilidad y la evolución de los sistemas naturales (Gracia et al. 2005). Esta perspectiva obliga a la implementación de modelos de planificación y gestión más adaptativos y flexibles, que permitan la anticipación a los problemas o retos emergentes y la flexibilidad necesaria para afrontarlos de una manera adecuada.

Entre los impactos esperables del cambio climático está la reducción de la reserva hídrica de los suelos en los sistemas naturales, consecuencia del incremento en las tasas de evapotranspiración, asociado a la elevación de la temperatura del aire. A ello deben incorporarse los efectos de un incremento en la irregularidad de las precipitaciones, con efectos sobre la torrencialidad y los procesos erosivos que llevan a la desertificación (Serrada et al. 2011) y de la potenciación de la actividad de agentes bióticos, al reducirse la limitación por frío y ampliarse sus períodos de actuación. Las consecuencias derivadas implicarán alteraciones en la fisiología y fenología de las especies, con efectos de diferente signo sobre su productividad, estabilidad y persistencia. Una menor capacidad de acumular reservas por parte del arbolado va ligada a una mayor vulnerabilidad frente a las perturbaciones (fuegos, plagas, enfermedades), al presentar mayores dificultades para completar procesos renovadores (brotación, diseminación) y de resistencia biótica (Gracia et al. 2005). En este contexto, las masas forestales ya instaladas, ayudadas o no por la acción antrópica, son capaces de soportar niveles de estrés ambiental iimportantes, circunstancia que no ocurre cuando la masa forestal se encuentra en fase de regeneración (Gómez & Elena 1997). Es en esta fase cuando la vulnerabilidad al efecto del cambio climático es muy acusada, resultado fundamentalmente del impacto sobre el régimen hídrico del suelo. La menor disponibilidad hídrica dificultará que las plantas recientemente instaladas superen los episodios de sequía estival, previsiblemente más prolongados e intensos.

Particularmente vulnerables a estos efectos son las manifestaciones de masas forestales de limitada ocupación territorial o con su área de distribución en posición más elevada de los sistemas orográficos sin que exista límite natural del bosque, donde no es posible el ascenso altitudinal tras un incremento de las temperaturas. Estas circunstancias se presentan en especies arbóreas de montaña y resultan más evidentes en las escasas manifestaciones de *Abies pinsapo,* las poblaciones de *Pinus sylvestris* en la Sierra de Baza, las de *Pinus uncinata* en la Sierra de Gúdar o las de la mayoría de las sierras levantinas o las de la mitad sur peninsular, a excepción de Sierra Nevada. En todos estos casos, las

poblaciones señaladas son bastante reducidas, por lo que son más sensibles al cambio y están en evidente peligro de extinción. En concordancia con lo expuesto, el Plan Nacional de Adaptación al cambio climático (PNACC) incluye entre los bosques más vulnerables los de alta montaña, junto a los de ambientes secos (áridos) y los de ribera.

Por otra parte, la mejora de la calidad de las masas más vulnerables, unida al aumento de su resiliencia, el control de su fragmentación y la mejora de la conectividad entre ellas suponen un importante reto para la gestión forestal futura. La diagnosis que fundamenta el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 establece que la recuperación del funcionamiento de los ecosistemas por medio de su restauración ecológica debe ser una prioridad en las políticas de conservación de la biodiversidad. En este objetivo, el potencial de las repoblaciones forestales para contribuir a la restauración ambiental de ecosistemas degradados es muy grande si se realiza siguiendo criterios ecológicos, especialmente en relación con la diversidad estructural, con la composición florística de las masas y con su correcto tratamiento futuro.

La ineludible actividad repobladora en los dos contextos reseñados requiere la necesidad de utilización de semillas y plantas de especies forestales que tienen su origen en condiciones ecológicas diferentes al lugar de instalación, lo cual justifica el interés y la utilidad de definir unas bases físicas para la elección de ecotipos destinados a la restauración vegetal, valorando y amortiguando los efectos negativos que puedan generar los impactos derivados del cambio climático. Para las masas forestales con un área de distribución reducida y limitada a las posiciones más elevadas de los sistemas orográficos, el conocimiento de las bases físicas debe garantizar la identificación de ecotipos de origen y calidad genética adecuados, de modo que se evite en lo posible la generación de poblaciones híbridas que podrían acarrear pérdida de ecotipos autóctonos e incertidumbre respecto a su adaptación. Por otro lado, para la recuperación de la gran extensión de terrenos degradados y desarbolados que hay en España, la migración asistida debe fundamentar su éxito en la elección, dentro de las compatibles, de especies y procedencias adecuadas a los objetivos de la repoblación, con especial atención a la adaptación a las nuevas condiciones de disponibilidad hídrica que puedan sobrevenir en futuros escenarios de cambio climático.

Los elementos básicos en el sistema administrativo que regulan la producción y comercialización de los materiales forestales de reproducción son el Registro Nacional de Materiales de Base y el correspondiente CNMB, resumen del anterior, donde se recogen aquellos materiales de base aprobados en nuestro país de los cuales pueden obtenerse materiales de reproducción certificados en su origen y calidad genética (MAGRAMA 2012). El procedimiento de selección de los Rodales Selectos (especies y localizaciones) y de identificación de un espacio concreto para ser incluido en esta categoría se decide por las Comunidades Autónomas. El CNMB es un compendio de los materiales aprobados por las distintas Comunidades Autónomas, y el Listado (Catálogo) Europeo es la suma de los distintos catálogos nacionales.

Adaptación

A iniciativa del Grupo de Investigación de Ecología y Gestión Forestal Sostenible (ECOGESFOR) de la Universidad Politécnica de Madrid, se ha puesto en marcha un proyecto de investigación que tiene por objeto principal la caracterización del medio físico de rodales selectos de especies de montaña para la producción de semillas forestales. Aumentar este conocimiento se considera imprescindible para actuar con eficacia y reducir el riesgo de error en las líneas de trabajo apuntadas en el epígrafe anterior. Para esta tarea se cuenta con el apoyo institucional de la Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal (gestora estatal de Catálogo Nacional de Materiales de Base) y de la Oficina Española de Cambio Climático, ambas del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino Ministerio (MAGRAMA), junto con la co-financiación de la Fundación Biodiversidad (concesión de ayudas en régimen de concurrencia competitiva para el ejercicio del año 2012; resolución de fecha 28 de diciembre de 2012).

La principal finalidad de este proyecto es aportar información ecológica de referencia, como base para la correcta elección de ecotipos en la restauración, contemplando a su vez diferentes escenarios de cambio climático. Para ello se toma como punto de partida el Catalogo Nacional de Materiales Base. Entre los diferentes tipos de unidades de admisión que en él se incluyen, los Rodales Selectos (RS) se consideran Material Forestal de Reproducción de Categoría Seleccionada (Nicolás & Iglesias 2012), que a noviembre de 2011 suponían un total de 326 localizaciones, pertenecientes a 12 especies forestales, repartidas a lo largo de todo el territorio español, con una superficie ocupada de 17.907,59 ha (MAGRAMA 2012). Del conjunto de especies forestales arbóreas que aparecen en el Catálogo, las que se consideran para el presente estudio que pretende ser ampliado a todas, y por ser de montaña, son: *Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica*, con un número total de 82 rodales selectos que suman una extensión de 4.272,04 ha.

La carencia de conocimiento preciso, obtenido con método científico y homologable, de las condiciones ecológicas a nivel estación de las localizaciones de origen del diferente Material Base de Reproducción genera un alto grado de incertidumbre ante el riesgo de inadecuada utilización del mismo, con el peligro de poder provocar pérdidas económicas o consecuencias ambientales no deseadas. Cuando se complete la información que se inicia con el presente estudio, el proyectista de una restauración forestal, bien para ampliar áreas relícticas o bien para ampliar superficie arbolada, tras realizar la caracterización del rodal de trabajo con metodología similar, podrá simular las condiciones climáticas del escenario de cambio que decida para identificar el rodal semillero selecto de la especie elegida que en mayor medida se asemeje a las condiciones edafo-climáticas que espera para su rodal de trabajo.

La perentoria necesidad de subsanar esta carencia orienta el desarrollo del proyecto, tarea que conlleva:

1.- La evaluación de la variabilidad espacial del medio físico de los RS, para así identificar las diferentes condiciones de estación sobre las cuales vegeta la especie principal de la masa forestal (superficies con cierta homogeneidad de sus características físicas y que llevan a una respuesta vegetal diferenciada tanto

en su instalación, desarrollo y perpetuación, como en su dinámica a perturbaciones naturales o a acciones de manejo).

2.-La delimitación del ámbito climático asociado a los RS de cada una de las especies forestales arbóreas de montaña. Para ello se recurrirá al cálculo de diferentes parámetros, ampliamente reconocidos como evaluadores de la influencia del clima sobre la respuesta vegetal (Alonso et al. 2010):

- PI. Precipitación media en los meses de invierno, expresada en mm.
- PP. Precipitación media en los meses de primavera, expresada en mm.
- PV. Precipitación media en los meses de verano, expresada en mm.
- PO. Precipitación media en los meses de otoño, expresada en mm.
- PA. Precipitación media anual, expresada en mm.
- TM. Temperatura media anual en °C.
- TMC. Temperatura media mensual más alta (mes más cálido), en °C.
- TMF. Temperatura media mensual más baja (mes más frío), en °C.
- OSC. Diferencia en °C entre los valores de TMC y de TMF.
- ETP. Evapotranspiración potencial anual, en mm.
- SUP. Suma de superávits mensuales.
- DEF. Suma de déficits mensuales.
- IH. Índice hídrico, valor adimensional que se establece en función de SUP, DEF y ETP, según Thornthwaite & Mather (1957).
- DSQ. Duración de la sequía en meses, definidos como meses donde el doble de la temperatura media mensual es superior a la precipitación media mensual.
- ISQ. Intensidad de la sequía establecida por cociente entre el área seca y el área húmeda en los climodiagramas de Walter & Lieth (1960).

3.-El establecimiento del ámbito edáfico en el que se desarrollan actualmente las masas forestales de especies de montaña incluidas en los RS. En cada ámbito territorial de los RS se selecciona un punto de muestreo, representativo de las condiciones fisiográficas, botánicas y de dosel dominantes, procediéndose a continuación a su inventariación ecológica detallada. Para esta tarea, se fija una parcela circular de 12,6 m de radio, sobre la que posteriormente se lleva a cabo la recogida de información dasométrica, fisiográfica y botánica. Así mismo, se realiza el estudio del perfil del suelo, abriendo la correspondiente calicata (zanja en curva de nivel, de unos 2 m de longitud y una profundidad máxima de 1,25 m, si previamente no se alcanza la roca madre coherente y dura), identificando y describiendo los distintos horizontes edáficos, y tomando una muestra representativa de cada uno de ellos. A partir de la información remitida por el laboratorio, se procede al cálculo específico de parámetros ecológicos, evaluadores de los condicionantes edáficos en la respuesta vegetal observada (Alonso et al. 2010):

- TF. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de las partículas minerales menores a 2 mm (Tierra Fina), expresada en porcentaje respecto del suelo natural.
- ARE. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de las partículas minerales comprendidas entre 2 mm y 50 µm (Arena USDA) expresada en porcentaje respecto a la Tierra Fina.
- LIM. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de las partículas minerales comprendidas entre 50 y 2 µm (Limo USDA) expresada en porcentaje respecto a la Tierra Fina.
- ARC. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de las partículas minerales inferiores a 2 µm (Arcilla USDA) expresada en porcentaje respecto a la Tierra Fina.
- PER. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de la Permeabilidad, expresada en valores de 1 (muy poco permeable) a 5 (muy permeable) según Gandullo (1985).
- HE. Media ponderada con el espesor de cada horizonte de la Humedad Equivalente en mm de agua, según Sánchez Palomares y Blanco (Gandullo & Sánchez 1994).
- CRA. Suma en mm de agua de los valores de Capacidad de Retención de Agua para cada horizonte calculada, según Gandullo & Sánchez (1994).
- MO. Media ponderada siguiendo el criterio de Russell & Moore (1968) del contenido de Materia Orgánica en cada horizonte, expresada en porcentaje respecto de la Tierra Fina
- MOS. Contenido en Materia Orgánica de los 25 cm superiores del suelo, expresado en porcentaje respecto de la Tierra Fina
- PHA. Media ponderada siguiendo el criterio de Russell & Moore (1968) del pH en H_2O (1:2,5) en cada horizonte.
- PHK. Media ponderada siguiendo el criterio de Russell & Moore (1968) del pH en ClK (1:2,5) en cada horizonte.
- NS. Contenido en Nitrógeno de los 25 cm superiores del suelo, expresado en porcentaje respecto de la Tierra Fina

- CNS. Relación Carbono/Nitrógeno de los 25 cm superiores del suelo.

- ETRM. Evapotranspiración Real Máxima posible anual en mm, según Thornthwaite & Mather (1957).

- SF. Sequía Fisiológica anual en mm, según Thornthwaite & Mather (1957).

- DRJ. Drenaje calculado del suelo anual en mm, según Thornthwaite & Mather (1957).

4.- La evaluación del grado de semejanza ecológica de las localizaciones de posible introducción de las especies estudiadas mediante la determinación de su posición (centralidad y/o marginalidad) en los modelos de autoecologia paramétrica (basados en metodologías del tipo de envolvente ambiental), que para las principales especies arbóreas han desarrollado Gandullo & Sánchez (1994). A su vez, ubicados los diferentes RS en su respectivo espectro paramétrico, se propone como RS más adecuado (más homologable ecológicamente) aquel que presente la menor distancia (mayor semejanza ecológica) con la localización a repoblar.

A la conclusión de las tareas diseñadas se espera disponer de una información suficiente que permita transmitir a la sociedad y a la comunidad científico-técnica interesada en la gestión de los recursos naturales conocimientos robustos, fundamentados y de marcado carácter aplicado. En este sentido, la consecución efectiva de los objetivos establecidos en este primer estudio, y en los siguientes que abarquen los rodales selectos del resto de especies se espera posibilite:

- La creación de una base documental con datos georeferenciados del medio físico de los RS.

- La caracterización climática básica de cada uno de los RS.

- La caracterización edáfica básica de cada uno de los RS.

- La generación de modelos territoriales paramétricos que definan el medio físico de cada una de las unidades ambientales identificadas en el total de los RS.

- La creación de una aplicación informática de apoyo a la toma de decisiones en reforestación, con posibilidad de simulación de diferentes escenarios de Cambio Climático.

Como herramienta de adaptación, la ejecución del proyecto aportará resultados que faciliten la elección del lugar de procedencia del material de reproducción ecológicamente más adecuado para el lugar de introducción, tras el inventario de su medio físico. Ello posibilitará minimizar el riesgo de una elección equivocada con lo que, a través de una restauración ecológica preventiva, mitigar las consecuencias no deseadas de los efectos asociados a diferentes escenarios de cambio climático.

Figura 1.

Figura 1. Ejemplo de rodal selecto inventariado (RS71/08/20/001 – Marumendi, Gipuzkoa). Aspecto general de la masa forestal, perfil del suelo y muestras extraídas del mismo.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Distribucion de Rodales Selectos y puntos de muestreo del suelo por especie

Especie	Rodales Selectos definidos por MAGRAMA (2012)	Perfiles muestreados en la primera fase del estudio
Abies alba L.	*2*	*2*
Fagus sylvatica L	*20*	*20*
Pinus sylvestris L.	*57*	*35*
Pinus uncinata Mill.	*3*	*3*
Total	*82*	*60*

Tabla 1. El área general de distribución es muy amplia, extendiéndose a lo largo de los principales sistemas montañosos de la mitad septentrional de la Península Ibérica (Figura 2), acorde con la distribución natural de las masas de las especies consideradas.

Recomendaciones para su aplicación

Todo este conjunto de resultados quedará integrado en una base de datos actual y versátil que incluirá los parámetros más relevantes de la caracterización del medio físico del conjunto de RS de las especies arbóreas de montaña del CNMB.

A partir de esta base de datos se desarrollará una herramienta informática, de fácil manejo, que ha de permitir a los agentes implicados en las tareas de repoblación forestal apoyar sus decisiones, en lo referente a qué material base utilizar para evitar errores que puedan conducir a inestabilidad de las masas creadas y a procesos de contaminación genética negativa. La información de entrada será la recogida en el pertinente inventario del medio físico de la localización a repoblar, en el que el estudio edafológico debe tener especial relevancia.

Las diferentes salidas de información proporcionarán información aplicada, para poder evaluar el grado de homologación ecológica de la localización de

Figura 2.

Figura 2. Distribución en la Península Ibérica de los Rodales Selectos inventariados.

Fuente: Elaboración propia.

interés, no sólo con la región de procedencia de semilla más adecuada (Alía et al. 2009), sino con el RS que mejor se adapta a sus condiciones tanto actuales, como en futuros escenarios de cambio.

Esta herramienta de adaptación será plenamente efectiva cuando se complete la base de datos con los resultados del inventario del medio físico de las especies forestales españolas. El trabajo se ha iniciado con las especies de montaña del CNMB, pero se espera poder completar el trabajo en años sucesivos para todos los taxones en él incluidos.

Material suplementario

Los rodales selectos son superficies con masas forestales homogéneas en su composición, de identidad conocida, cuyos componentes resultan apropiados para la reproducción al presentar características fenotípicas superiores a la media (para las condiciones ecológicas predominantes y en ausencia de caracteres desfavorables para la selvicultura). Su establecimiento es resultado de una selección fenotípica a nivel de población, nunca basada en características particulares de los individuos (Nicolás & Iglesias 2012).

En esta fase del trabajo, los RS inventariados se corresponden a las especies de montaña *Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica* (Figura 1), con las frecuencias de muestreo del suelo recogidas en la tabla 1. La diferencia observada entre el número de rodales selectos definidos y muestreados en el caso del pino silvestre se debe a la delimitación previa de unidades territoriales en las que quedan encuadrados todos aquellos rodales que por proximidad física muestran una patente uniformidad en su medio físico (estacionalmente homologables).

Referencias bibliográficas

Alía R, García JM, Iglesias S, Mancha JA, De Miguel J, Nicolás JL, Pérez-Martín F, Sánchez de Ron D (2009) *Regiones de procedencia de especies forestales en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid

Alonso R, Sánchez O, Roig S, López E, Gandullo JM (2010) *Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los sabinares albares españoles*. Monografía INIA, Serie Forestal 19. INIA, Madrid

Gandullo JM (1985) *Ecología vegetal*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Gandullo JM, Sánchez O (1994) *Estaciones ecológicas de los pinares españoles*. ICONA, Madrid

Gómez V, Elena R (1997) Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de naturaleza meteorológica. *Cuadernos de la SECF* 4:13-25

Gracia C, Gil L, Montero G (2005) Impactos sobre el sector forestal. En: Moreno JM, coordinador. *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 399-435

MAGRAMA (2012) *Informe anual. Situación del Registro y Catálogo Nacional de Materiales de Base*. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/recursos-geneticos/recursos-geneticos-forestales/rgf_catalogo_materiales_base.aspx Última consulta 30 de noviembre de 2013

Nicolás JL, Iglesias S (2012) Normativa de comercialización de los materiales forestales de reproducción. En: Pemán J, Navarro RM, Nicolás J, Prada MA, Serrada R, coordinadores. *Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Tomo I.* Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Forestal. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. pp. 3-35

Russell JS, Moore AW (1968) Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data. *Proceedings of the 9th International Congress of Soil Science* 4:205-213

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez-Sanz V (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Thornthwaite CW, Mather JR (1957) *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balances*. Centerton, New Jersey

Walter H, Lieth H (1960) *Klimadiagramm Weltatlas*. Gustav Fischer, Jena

J. Castro[1*], A.B. Leverkus[1], J.R. Guzmán-Álvarez[2]

[1] *Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Campus Fuentenueva s/n, 18071 Granada*
[2] *Departamento de Restauración de Ecosistemas, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía*
[*] *Correo electrónico: jorge@ugr.es*

56 Técnicas blandas para la restauración de zonas quemadas en ambientes mediterráneos

Resultados clave

- La madera quemada (MQ) constituye un legado biológico que puede favorecer la restauración forestal post-incendio.
- La MQ aporta nutrientes y reduce el estrés hídrico y la herbivoría, lo que favorece la supervivencia y crecimiento de las plantas.
- La MQ incrementa la biodiversidad y favorece la llegada de semillas dispersadas por aves.
- El manejo post-incendio debería considerar la posibilidad de dejar toda o parte de la MQ in situ.

Contexto

El fuego es una de las principales perturbaciones de los ecosistemas españoles y afecta a una considerable extensión de bosques y matorrales todos los años (Lloret 2004). Además, se prevé que para la región mediterránea la frecuencia e intensidad de los incendios aumente bajo el escenario actual de cambio climático (Pausas 2004, Pausas & Fernández-Muñoz 2012). El fuego afecta negativamente a un amplio conjunto de características del ecosistema pero, al mismo tiempo, constituye un elemento natural de la sucesión y perturbación de los ecosistemas mediterráneos (Lloret 2004). Tras un incendio se inicia el proceso de sucesión, cuya rapidez y eficacia para reponer una cubierta vegetal que recupere la estructura y la función del ecosistema dependerá de diversos aspectos relacionados con las características del sitio y de la propia perturbación (p. ej., el banco de semillas disponible, la capacidad de rebrote de la vegetación afectada, la intensidad del incendio, etc.). No obstante, la recuperación de la cubierta vegetal, y en particular del bosque, requiere en muchos casos de algún tipo de actuación que permita acelerar e incrementar las probabilidades de éxito en un plazo de tiempo asumible por la sociedad. En este sentido, el manejo adecuado de la madera quemada puede acelerar el proceso de sucesión y regeneración, mitigando así los impactos negativos del incendio.

Tras un incendio de media o gran intensidad el ecosistema presenta un estado profundamente transformado en el que abundan los restos de madera quemada en caso de que el fuego haya afectado a una masa forestal arbolada, y habrá restos de madera calcinada incluso en el caso de un fuego sobre matorrales. Éste es, pues, el punto de partida para la regeneración post-incendio, sea natural o asistida. La fase inicial de los trabajos forestales relacionados con los restos de madera quemada, en particular si se trata de una masa de arbolado, puede incluir diferentes alternativas, si bien el procedimiento usual en nuestro país es la saca y extracción de la madera quemada, a veces combinada con el astillado de ramas y otros restos no aprovechables (Bautista et al. 2004, Castro et al. 2009, 2010a). Esto modifica el paisaje post-incendio y la estructura de la zona afectada, pasando de una masa dominada por árboles quemados en pie a una superficie desprovista de gran parte de la biomasa vegetal. Esta práctica supone con frecuencia un costo adicional en las labores post-incendio que se acometen, al menos en el corto plazo, ya que la madera quemada en los montes españoles carece hoy día de valor económico apreciable en la mayoría de los casos (Bautista et al. 2004, Leverkus et al. 2012).

Las razones que se aducen para la saca de la madera quemada varían en las diferentes regiones del mundo (McIver & Starr 2000, Castro et al. 2010a). Para el caso de España, las principales son de índole selvícola. En los protocolos de actuación se justifican las actuaciones

asumiendo que la saca de la madera: i) favorecerá los trabajos de regeneración de la zona al facilitar el tránsito de personal y maquinaria por el área afectada, ii) evitará el riesgo para las personas y bienes derivado de posibles accidentes futuros ocasionados por la caída de los árboles, iii) reducirá la carga de combustible en futuros incendios y iv) reducirá el riesgo de plagas que puedan afectar a la arboleda que no haya sido afectada o lo haya sido parcialmente (Vega 2007, Castro et al. 2009, 2013, Vallejo et al. 2012). Además, en un ámbito más emocional que ecológico (aunque no por ello menos importante), en nuestro país se estima conveniente retirar la madera quemada para reducir el efecto visual y emotivo sobre los ciudadanos, especialmente de la población local que, además, frecuentemente demandará actuaciones para la restauración forestal.

Estas razones han sido, sin embargo, puestas en entredicho por trabajos desarrollados en distintas partes del mundo, sobre todo durante los últimos 15 años, que constatan de forma experimental y analítica que los argumentos empleados para la saca dependen del contexto y no siempre están justificados (e.g. McIver & Starr 2000, Lindenmayer et al. 2008, Castro et al. 2010a, 2013). Antes al contrario, estos estudios ponen de manifiesto que la madera quemada constituye un legado biológico que puede ayudar a la regeneración natural reteniendo el suelo (Brown et al. 2003, Lindenmayer et al. 2008), aportando y reciclando nutrientes (Marañón-Jiménez & Castro 2013, Marañón-Jiménez et al. 2013a), favoreciendo interacciones mutualistas como la dispersión de semillas (Rost et al. 2009, Castro et al. 2012, Cavallero et al. 2013), incrementando la supervivencia de las plantas que crecen al cobijo de troncos y ramas quemados (Rost et al. 2010, Castro et al. 2011, Leverkus et al. 2012, Marzano et al. 2013) o favoreciendo la captación de carbono por el conjunto de la comunidad (Serrano-Ortiz et al. 2011). Además, algunos de estos trabajos constatan que parte de las razones esgrimidas para la saca de la madera no se sustentan en evidencias científicas sólidas (McIver & Starr 2000, Castro et al. 2013). Por ejemplo, no se ha demostrado una relación causal entre la presencia de madera quemada y el incremento de la incidencia de incendios (McIver & Starr 2000, Thompson et al. 2007), e incluso se ha sugerido un incremento del riesgo de incendio tras la labores de saca de la madera (Donato et al. 2006). El riesgo de plaga por insectos perforadores de la madera parece depender más de la presencia de árboles parcialmente dañados que de los quemados (Toivanen et al. 2009, Santolamazza-Carbone et al. 2011), lo que no justificaría las labores de saca total como receta general, máxime cuando es posible llevar a cabo actuaciones de monitoreo de las que se deriven criterios de intervención. Las razones emotivas de la población pueden abordarse con comunicación y educación ambiental, trasladando a la opinión pública los argumentos ecológicos y selvícolas que justifiquen la permanencia de la madera quemada tras el incendio. Finalmente, los accidentes pueden evitarse tomando medidas de precaución y seguridad como la tala del arbolado quemado en las zonas más visitadas o transitadas (p. ej., cortando la banda de árboles quemados que bordea sendas y caminos) o la realización de actuaciones de restauración cuando haya menor riesgo de accidente (Bautista et al. 2004, Castro et al. 2009, 2010a). En definitiva, el conocimiento científico acumulado en los últimos años constata que la madera quemada es un elemento que puede favorecer la regeneración natural del ecosistema post-incendio, contribuyendo a mitigar el impacto del cambio climático sobre el establecimiento y crecimiento de árboles y arbustos y favoreciendo el restablecimiento de los servicios ecosistémicos.

Adaptación

Las medidas de adaptación post-incendio que se tomen en relación con la madera quemada deben tener como objetivos primordiales: i) recuperar el capital ecológico y los servicios ecosistémicos, ii) promover el éxito de la regeneración natural o asistida, teniendo en cuenta el balance económico de las actuaciones en su conjunto, iii) evitar o, al menos, reducir la erosión del suelo, iv) incrementar la biodiversidad del sistema y v) recuperar el valor paisajístico de la zona afectada. Un manejo adecuado de la madera quemada puede contribuir a alcanzar estos objetivos y a acortar el tiempo necesario para conseguirlos. Las medidas de adaptación requieren dejar *in situ* toda o parte de la madera quemada tras un incendio forestal. La cantidad de madera dejada y la forma en que se maneje y distribuya en el área afectada dependerá de las características de la masa afectada y del uso del territorio que se pretenda, esto es, del contexto ecológico, económico y social del área afectada. Los impactos que se pueden reducir con la presencia de madera quemada tras un incendio forestal están relacionados con los siguientes puntos.

1. Reciclaje y reservorio de nutrientes del sistema. La madera que queda *in situ* tras un incendio representa un considerable reservorio de nutrientes (Marañón-Jiménez et al. 2013a). Aunque un elevado porcentaje de nutrientes de las hojas y ramas finas se pierden por volatilización o quedan en forma de cenizas que pueden ser lavadas con facilidad, los nutrientes de los troncos y las ramas gruesas quedan en gran medida retenidos en la madera, pues su propio grosor protege el interior y los nutrientes que contiene de las altas temperaturas. Dado que la madera constituye la mayor parte de la biomasa de árboles y arbustos (en torno al 90% de la biomasa aérea), el resultado es que la madera quemada tiene un contenido considerable de nutrientes en relación con el disponible en el suelo (Marañón-Jiménez et al. 2013a). Además, los nutrientes de la madera se liberan poco a poco durante su descomposición, lo que favorece su reciclaje y reduce las pérdidas por lixiviación. En definitiva, la presencia de madera quemada incrementa el contenido de materia orgánica y de nutrientes en el suelo, la biomasa y actividad de los descomponedores, y mejora propiedades físico-químicas del suelo tales como la reducción de la densidad aparente (Marañón-Jiménez y Castro 2013). Esto conlleva una mayor adquisición de nutrientes por parte de las plantas que aparecen tras el incendio y un crecimiento más vigoroso (Harrington et al. 2013, Marañón-Jiménez et al. 2013b), lo que puede tener una gran relevancia para la restauración de la vegetación, especialmente en un contexto de cambio climático en el que se prevé un incremento del estrés ambiental para plántulas y plantones.

2. Reducción de la mortalidad de plantas durante la sequía estival. La madera quemada, sea en pie o apeada, reduce ligeramente la radiación incidente (Castro et al. 2011), lo que ocasiona una reducción de la temperatura del suelo y el aire, aumenta la humedad del suelo y, en consecuencia, supone una mejoría en el balance hídrico de la vegetación que se ha regenerado al beneficiarse de las condiciones de sombreado (Marañón-Jiménez et al. 2013b). Esto es particularmente relevante para los ecosistemas que, como

los mediterráneos, se caracterizan por veranos secos y calurosos que limitan la supervivencia de plántulas y plantones. La madera quemada actúa así como un objeto nodriza particularmente intereseante en un contexto de cambio climático, ya que incrementa la supervivencia de plántulas y plantones de reforestación (Castro et al. 2011; Leverkus et al. 2012, Marzano et al. 2013) con la ventaja añadida de que aporta nutrientes (ver punto anterior) y además no ejerce competencia con la vegetación regenerada dado que es un elemento inerte (Marañón-Jiménez et al. 2013b; Figura 1).

3. Reducción de la herbivoría sobre la vegetación. La madera quemada, especialmente si está tumbada generando una estructura espacial compleja, dificulta el movimiento de los ungulados (Castro 2013), lo que puede suponer una reducción de los daños por herbivoría sobre las plantas que crecen tras el incendio (Ripple & Larsen 2001; Castro 2013). Debe tenerse en cuenta que la herbivoría por ungulados es uno de los principales factores que limitan tanto la regeneración natural como el éxito de las reforestaciones (García-Salmeron 1995, Gill 2006, Vallejo et al. 2012). Los troncos y ramas quemados pueden cumplir por tanto el papel de barreras físicas que impidan o dificulten el acceso de los herbívoros (Castro 2013; Figura 1).

4. Reducción de la erosión del suelo. La presencia de ramas y troncos quemados, en particular si están esparcidos, aumenta considerablemente la cobertura del suelo (Castro et al. 2011), lo que puede reducir el riesgo de erosión (Brown et al. 2003, Spanos et al. 2005, Vega 2007). De hecho, prácticas forestales post-incendio como la construcción de fajinas y albarradas pretenden aprovechar esta circunstancia (Robichaud et al. 2000, Vallejo et al. 2012; pero ver Raftoyannis & Spanos 2005). El efecto que ejercen los troncos y ramas, sean finas o gruesas, tiene un fundamento similar al de las albarradas, esto es, retención de sedimentos y reducción de la energía cinética del agua de escorrentía, pero con la diferencia de que suponen menor grado de manejo y costo (Figura 2). Para optimizar su efectividad deberían tener un elevado grado de contacto con el suelo y cubrir una proporción significativa del mismo. Estos requerimientos se pueden conseguir fácilmente apeando el arbolado total o parcialmente (siendo recomendable en este caso el posterior desramado), o dejando las copas y otros restos esparcidos por el suelo incluso en el supuesto de que se extraigan los fustes. De hecho, la reducción de la erosión por parte de ramas esparcidas por el suelo, sea como consecuencia de las labores post-incendio o como restos de poda, se ha observado numerosas veces durante las prácticas forestales (Jacobs & Gatewood 1999, Stoddard et al. 2008).

5. Incremento de la diversidad del sistema. La presencia de restos de madera quemada, en pie o tumbada, puede incrementar la biodiversidad del sistema (McIver & Starr 2000, Brown et al. 2003, Lindenmayer et al. 2008). La mayor retención de suelo, nutrientes y agua generada por la madera promueve la regeneración de muchas especies de plantas y animales que son favorecidas por las condiciones creadas (Lindenmayer y Possingham 2006). Además, como los hábitats con restos de madera suelen ser espacialmente más heterogéneos que aquéllos en los que se ha extraído, se generan microambientes con distintos grados de luz, viento, temperatura, humedad y nutrientes con el potencial de favorecer el establecimiento de especies con distintos requerimientos ecológicos (Franklin et al. 2000, Castro et al. 2011, Marañón-

Figura 1.

Figura 1. Regeneración post-incendio del arbolado (encina a la izquierda y pino resinero a la derecha) bajo la protección de los troncos y ramas caídas de forma natural en el Parque Nacional de Sierra Nevada (incendio de Lanjarón, Septiembre de 2005). Los estudios desarrollados en parcelas experimentales demostraron que la presencia de la madera quemada redujo el estrés hídrico de las plantas y los daños por herbivoría, a la vez que aportó nutrientes para las plantas.

Fuente: Alexandro Leverkus y Jorge Castro.

Figura 2.

Figura 2. Aspecto de una parcela quemada en la que se apearon los árboles, se desramaron y se cortó el tronco en 2-3 trozas en el Parque Nacional de Sierra Nevada (incendio de Lanjarón, Septiembre de 2005). Las ramas y troncos esparcidos pueden reducir la erosión del suelo.

Fuente: Jorge Castro.

Jiménez & Castro 2013). La madera quemada también es una fuente de alimento para muchos organismos como hongos, insectos y otros artrópodos (Stokland et al. 2012) que, a su vez, son alimento para otras especies, lo que incrementa la diversidad del conjunto del sistema. Diferentes estudios realizados en diversas partes del mundo han constatado una mayor diversidad de plantas (Purdon et al. 2004, Leverkus et al. 2014), aves (Castro et al. 2010b) o mamíferos arborícolas (Lindenmayer & Possingham 2006) en zonas con retención de la madera quemada, y es obvio que aumentará la diversidad y abundancia de los numerosos organismos que se alimenten directamente de la madera (Stokland et al. 2012).

6. Promoción de interacciones mutualistas: dispersión de semillas. La madera quemada genera una estructura de hábitat que atrae a aves dispersoras de semillas de plantas características de la comunidad madura, como arbustos y árboles de fruto carnoso o especies del género *Quercus* (e.g. Rost et al. 2009, Castro et al. 2010b, Cavallero et al. 2013). Un caso particularmente interesante de interacción mutualista para la regeneración del bosque mediterráneo es el de la dispersión de bellotas por los arrendajos (*Garrulus glandarius*). Estas aves son el principal dispersor de las quercíneas en el bosque mediterráneo y de las fagáceas del Holártico en general, movilizando hasta centenares de metros una elevada cantidad de bellotas desde las plantas productoras (encinas, robles, quejigos, alcornoques, etc.) hacia lugares percibidos como seguros para esconderlas y consumirlas posteriormente (Bossema 1979; Gómez 2003; Pons y Pausas 2007). Parte de estas bellotas no son finalmente consumidas por distintas razones (guardadas en exceso, no localizadas, muerte del arrendajo que las escondió, etc.), lo que permite la regeneración y expansión del bosque (Pulido y Díaz 2005). Las reforestaciones con coníferas y otros árboles de crecimiento rápido, con gran densidad de pies y donde se produce la mayor parte de los incendios forestales sobre arbolado, son uno de los hábitats más utilizados por los arrendajos para esconder las bellotas (Mosandl y Kleinert 1998; Gómez 2003). Recientemente se ha podido comprobar que, tras un incendio forestal, los arrendajos siguen utilizando el bosque quemado, quizás porque los árboles quemados sigan aportándoles protección ante sus depredadores, o porque dispongan de un elevado número de hitos visuales de referencia para memorizar la posición de las bellotas escondidas (léase troncos; Castro et al. 2010b). El resultado es que los rodales con árboles quemados en pie actúan como atrayente para la dispersión de bellotas, con el consecuente incremento del reclutamiento de plántulas en comparación con los sitios donde se ha extraído la madera (Castro et al. 2012).

En resumen, la madera quemada constituye un legado biológico que favorece la restauracion forestal post-incendio, mitigando el impacto del cambio climático sobre la regeneración de los bosques (Figura 3).

Recomendaciones para su aplicación

Lo indicado en el apartado anterior pone de manifiesto que la madera quemada es un legado biológico que debería considerarse como un elemento clave para la restauración post-incendio. Ahora bien, estos efectos positivos deben ser sopesados en las circunstancias concretas de cada incendio atendiendo a otras consideraciones que se tienen en cuenta en la toma de decisiones sobre la gestión post-incendio, como el riesgo de plagas, la seguridad en el monte y el riesgo para personas y bienes, las posibles pérdidas económicas y el componente estético y afectivo, entre otras.

Aunque en ocasiones no se ponga de manifiesto de modo suficientemente explícito, creemos que una razón

Figura 3.

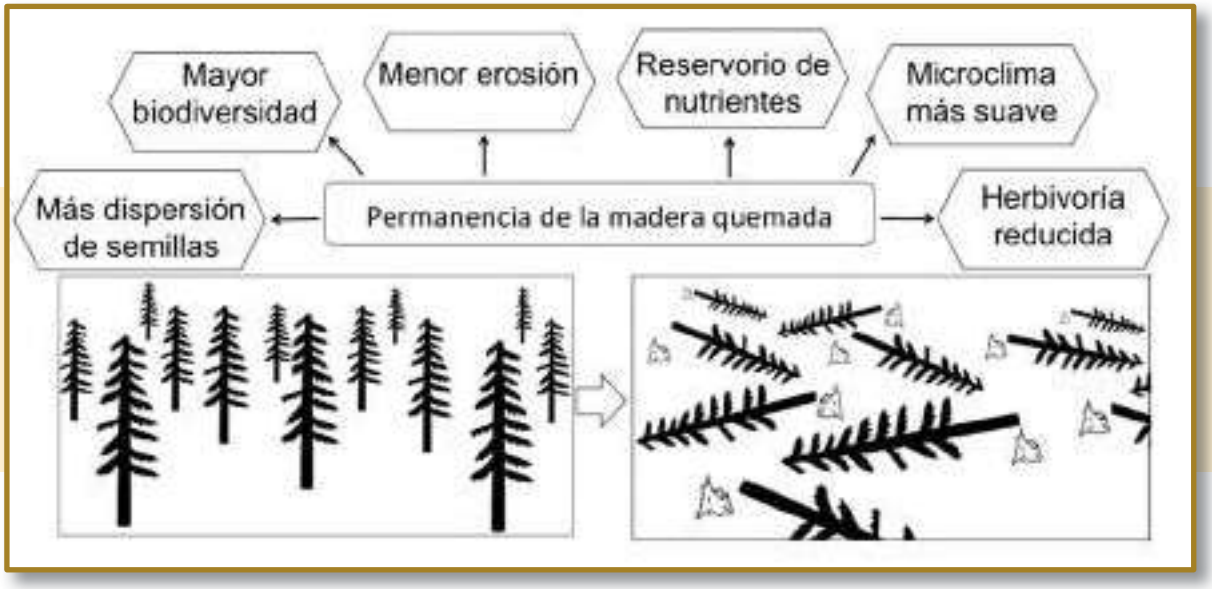


Figura 3. Esquema del papel de la madera quemada como elemento que ayuda a mitigar el impacto del cambio climático sobre el ecosistema en regeneración. Los árboles quemados constituyen perchas y hábitat para las aves dispersoras de semillas, como los arrendajos. La presencia de madera quemada incrementa la diversidad de diversos grupos de organismos (aves, plantas, insectos, hongos), reduce la erosión del suelo, incrementa la fertilidad del suelo, mejora las condiciones microclimáticas (reduce el estrés hídrico de plántulas y juveniles) y reduce la herbivoría por ungulados. En conjunto, todos estos aspectos se traducen en una mayor capacidad de regeneración y en un mejor funcionamiento del ecosistema en caso de dejar madera quemada *in situ*.

Fuente: Elaboración propia.

que motiva la aplicación general de la saca de la madera tiene que ver con el hecho de identificar esta práctica con una mayor predictibilidad de las condiciones de la restauración. A ello se asocian unas mayores garantías de éxito al facilitar los trabajos de actuaciones posteriores tales como repoblaciones forestales, en contraposición con las decisiones de manejo apoyadas en mayor medida en la no extracción o en la extracción parcial, para las que se asume un mayor grado de incertidumbre en la restauración al hacerla depender más de factores naturales. En este sentido, deberíamos considerar que los distintos grados de manejo de la madera quemada son compatibles con una amplia gama de alternativas de manejo post-incendio para promover la restauración, sea

Figura 4.

Figura 4. Parcela experimental cuatro años después del incendio de Lanjarón (Parque Nacional de Sierra Nevada, verano de 2005). En esta parcela no se intervino tras el incendio y se dejaron caer los árboles de forma natural. La caída de los árboles quemados en las reforestaciones de coníferas con alta densidad puede producirse en poco tiempo. En este caso, la tasa acumulada de caída de árboles, estimada a partir de 1.800 árboles marcados en una banda altitudinal entre 1400 y 2000 m s.n.m, fue del 0% en 2006 y 2007, 13% en 2008, 83% en 2009 y 98% en 2010. En las parcelas sin intervención pudo hacerse una repoblación mecanizada al cabo de cuatro años. Izquierda: retroexcavadora abriendo hoyos. Derecha: operario plantando encinas en los hoyos abiertos por la retroexcavadora

Fuente: Jorge Castro.

natural o asistida. Así, el paisaje post-incendio se puede manejar extrayendo la madera de ciertos rodales, por ejemplo los que menor potencial de regeneración natural presenten, en los que se realicen posteriormente labores de repoblación sobre el terreno despejado. La madera se puede sacar en bandas alternas en el rodal, de modo que se pueda realizar la repoblación de manera más o menos lineal. También se pueden realizar trabajos de restauración basados en la siembra o en la plantación puntual en rodales con el arbolado quemado en pie o con la madera quemada tumbada, o bien esperar a que ésta se descomponga parcialmente y se realicen los trabajos con maquinaria (Leverkus et al. 2012; Figura 4). En todo caso, la recomendación fundamental que puede hacerse es que la extracción total deje de ser una práctica general y única para todo tipo y circunstancias de incendio forestal, valorando la pertinencia de introducir prácticas alternativas que no extraigan parte o toda la madera quemada en pie en determinados rodales, sectores de actuación o, incluso, en la totalidad del área afectada.

Material suplementario

La zona de aplicación para el manejo post-incendio de la madera quemada es cualquier masa forestal que sufra un incendio. Las medidas de gestión y adaptación que se tomen dependerán de tres aspectos fundamentales: i) la cantidad de madera quemada que quede en el sistema, ii) el balance coste/beneficio económico que se pueda generar con su extracción o permanencia y iii) los condicionantes que determinen el tipo de manejo del área incendiada (p. ej., si se trata de una zona remota, poco visitada, frente a una zona muy transitada o con un alto impacto visual; o de una zona en la que se opte por una regeneración asistida frente a otra zona en la que se confíe en los procesos de regeneración natural). En función de estas premisas es posible plantear distintos escenarios de adaptación para el manejo de la madera quemada. Para todos ellos, la madera quemada que pueda suponer un riesgo para transeúntes (por ejemplo, árboles a partir de cierto tamaño que flanquean sendas y caminos) debe ser retirada como medida de seguridad. Del mismo modo, si se detecta riesgo de plagas y es aconsejable evitar posibles daños futuros, habrá que actuar de forma acorde, lo que en principio puede restringirse a los árboles flameados, debilitados pero aún vivos, pero no necesariamente a los árboles totalmente quemados, que en principio no serán un hábitat para los insectos perforadores ya que estos se alimentan del floema vivo. Teniendo en cuenta estas premisas podemos establecer los siguientes escenarios para el manejo de la madera quemada en zonas forestales.

ESCENARIO 1. Arbolado adulto con baja densidad de pies.

En estas circunstancias es recomendable dejar la madera quemada *in situ*, sea en pie o tumbada. Si se apea se puede acelerar su descomposición y además aumentará tanto la superficie de sombra que proyectan (incrementando así el área con mejora microclimática) como el área de suelo con protección física contra la erosión y los ungulados. Las medidas de restauración artificial que se acometan deberían hacer uso de la madera quemada como puntos para la siembra o plantación, aprovechando la mejora microclimática mencionada. No obstante, existe la opción de no hacer nada con la madera quemada y dejar que siga su dinámica natural.

ESCENARIO 2. Arbolado adulto con densidad alta o moderada.

Este escenario tiene comúnmente su origen en incendios sobre repoblaciones de coníferas, que con frecuencia afectan a masas adultas con gran densidad de pies. Este tipo de masas puede dar lugar a una gran variedad de situaciones de manejo, desde el apeo y la extracción total de la madera quemada hasta el mantenimiento de todos los árboles quemados en pie. Si se optara por extraer la madera quemada, siempre es aconsejable generar heterogeneidad manteniendo algunos árboles o rodales en pie para crear un paisaje parcheado. Se debe tener en cuenta que la presencia de rodales en pie de cierta extensión (aproximadamente ≥3 ha) favorecerá la entrada de bellotas transportadas por arrendajos al bosque quemado. En el otro extremo, si se optara por reducir el grado de intervención, el hecho de apear árboles puntuales o grupos de árboles puede favorecer la regeneración natural de pinos serotinos, tanto por el incremento de semillas en el suelo como consecuencia de la caída de los árboles como por la rotura de la capa hidrófoba de cenizas gracias al tránsito de los operarios y la caída de los árboles. Siempre es posible graduar la intervención buscando la eficiencia de las operaciones actuando en franjas. En resumen, los principales casos que se pueden dar para este escenario son los siguientes:

- Apear los árboles y dejarlos caídos. Esto acelera la descomposición de la madera muerta y es probable que en un plazo relativamente corto (≤5 años) la zona se pueda transitar (Leverkus et al. 2012).

- Apear árboles por rodales, bandas o filas, etc., y llevar a cabo actuaciones ordenadas de apoyo a la restauración. Éstas pueden incluir tanto la plantación como la siembra, sean de tipo manual o mecanizado. Las posibilidades son muy diversas y compatibles con un manejo ordenado del monte, como son la plantación en calles alternas o por rodales, entre otras. Esto permite crear ambientes parcheados que ofrecen protección microclimática y contra la erosión, favorecen la interacción con dispersores de semillas como los arrendajos y el mantenimiento de una elevada biodiversidad en el sistema, etc.

- Extracción del arbolado. En tal caso, se debería dejar *in situ* parte de la biomasa remanente, en pie o tumbada.

- No intervenir tras el incendio. Los árboles quemados en incendios que afectan a repoblaciones de coníferas con alta densidad de pies pueden caer al suelo en un tiempo relativamente corto y a partir de entonces los trabajos de reforestación pueden incluso mecanizarse (Leverkus et al. 2012; Figura 4). Las posibilidades de plantear esta opción dependerán de características de la masa y del sitio, que deberán valorarse en cada caso particular.

ESCENARIO 3. Arbolado juvenil.

Este escenario sería común tras incendios en reforestaciones jóvenes, repoblaciones con pinos en sus primeras clases de edad, o regenerado natural de pinar serotino. La potencialidad de regeneración natural de la formación quemada puede estar limitada por la inexistencia o insuficiencia de piñas y piñones, salvo en el caso de pinos serotinos que ya hayan producido cierta cantidad de piñas (lo que se corresponde por lo general

con el estado de latizal o fustal). La extracción de la madera quemada y su aprovechamiento no constituirá, en términos generales, una alternativa de intervención debido al coste que supone su movilización en relación con el posible retorno económico. El apeo sí puede ser aconsejable en algunos casos. Así, si hay capacidad de regeneración natural (como es el caso de los pinos serotinos que ya hayan producido piñas), un cierto manejo puede incrementar, como en el caso anterior, el potencial de regeneración, puesto que se puede favorecer la dispersión de piñones y el pisoteo puede romper la costra de cenizas, aunque este último efecto dependerá del momento de la actuación y de su intensidad. Como en casos anteriores, si se decide apear los árboles no es necesario actuar sobre toda la masa y se puede hacer por rodales, franjas, etc.

ESCENARIO 4. Restauración mediante uso de semillas. El semillado se ha descartado tradicionalmente como método de reforestación debido a las altas pérdidas de semillas por acción de los depredadores (García-Salmerón 1995; González-Rodríguez et al. 2011, Leverkus et al. 2013). Para el caso de semillas de pequeño tamaño existe además una gran incertidumbre en el éxito de su germinación y, sobre todo, de la supervivencia de las plántulas. Sin embargo, para especies con una semilla de gran tamaño, como en los *Quercus*, la siembra puede rendir altos porcentajes de emergencia y supervivencia, así como un desarrollo apropiado de las plantas (Bocio et al. 2004, Navarro et al. 2006, Mendoza et al. 2009, Birkedal et al. 2010, Matías et al. 2012). Debe tenerse en cuenta que la reforestación con plantones de quercíneas ha mostrado muchos problemas, con tasas de supervivencia generalmente bajas y escaso crecimiento de las plantas (Castro et al. 2006, Valdecantos et al. 2006), lo que parece estar relacionado con un desarrollo anómalo de la raíz de los plantones (escaso desarrollo de la raíz pivotante que disminuye la capacidad de la planta para resistir la sequía estival) en relación con las plantas emergidas en campo a partir de bellota (Pemán et al. 2006, Tsakaldimi et al. 2009). La siembra de bellotas reduciría notablemente los costes de la restauración siempre y cuando se consiguiese controlar el efecto devastador de los depredadores de semillas, y evitaría los problemas de desarrollo de la planta asociados a la plantación.

Los principales depredadores de bellotas sembradas son los ungulados (fundamentalmente el jabalí) y los roedores. El control de los primeros pasa hoy día por barreras físicas como vallados, pues no se ha encontrado una solución efectiva y viable para proteger las semillas de forma individual. Para los segundos se han probado métodos de protección de semillas individuales, fundamentalmente químicos (repelentes), y algunos de ellos han mostrado ser efectivos (ver, p. ej., Leverkus et al. 2013). Como se ha comentado anteriormente, el uso de ramas y troncos quemados puede servir como barrera física contra los ungulados. Del mismo modo, el efecto de barrera física puede ser útil para reducir la depredación de semillas tanto por ungulados domésticos como por jabalíes. Por ejemplo, Puerta-Piñero et al. (2010) y Leverkus et al. (2013) constataron que la presencia de ramas y troncos quemados esparcidos por el suelo reducía más de un 50% la depredación de bellotas por jabalí en siembras realizadas en Sierra Nevada. Esto soluciona al menos parte del problema, pues se podrían sembrar bellotas bajo las ramas y troncos quemados que dificulten el acceso de los ungulados usando algún

Figura 5.

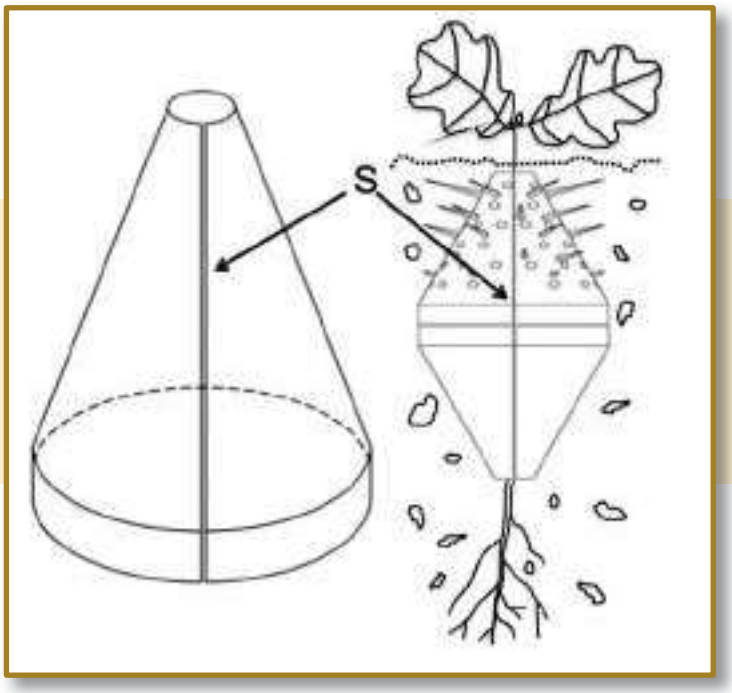


Figura 5. Dispositivo ideado por Castro y Leverkus para reducir la depredación de semillas por pequeños mamíferos (*Protector de Semillas ante Depredadores*). Consiste en una pieza contenedora formada por dos conos truncados, de material biodegradable, que se ensamblan conteniendo dentro a la semilla (izquierda). El dispositivo cuenta con un sistema de suturas longitudinales (S) que permiten su rotura por las raíces y tallo en caso de que crezcan antes de que se haya degradado. Una vez ensamblado presenta una apertura superior y otra inferior con un diámetro que impide la entrada de roedores pero pemite la salida del tallo o raíz (p. ej. 1 cm). El dispositivo puede contener orificos en sus paredes para permitir la captación de humedad por la semilla, púas para hacerlo más efectivo ante depredadores, etc. Una vez ensamblado con la semilla dentro, se entierra en el suelo, con lo que no tiene impacto visual (derecha).

Fuente: Elaboración propia.

método que permita proteger las bellotas de forma individual contra la depredación por los roedores. Existen además dispositivos que ofrecen una protección física, lo que evitaría los problemas que han mostrado algunos repelentes químicos para la emergencia de las plantas (Leverkus et al. 2013). Por ejemplo, Reque Kilchenmann y Martín Sánchez han ideado un protector para reducir la depredación de las bellotas y la herbivoría sobre las plántulas (Reque & Martin, 2014), mientras que Castro y Leverkus han diseñado un protector subterráneo de pequeño tamaño destinado a la protección individual de las semillas (Figura 5). Dispositivos de este tipo pueden resultar exitosos para la restauración de zonas quemadas mediante siembras de especies forestales aprovechando la protección que ofrece la madera quemada, lo que abre las posibilidades para técnicas de reforestación bien conocidas pero poco utilizadas en la actualidad. El manejo del paisaje post-incendio en estos casos podría ser muy diverso, pudiendo combinarse la no extracción de la madera, la extracción parcial, o algún tipo de aprovechamiento maderero que deje cierto porcentaje de la masa *in situ* para ser utilizado como barrera contra los ungulados.

En general, para cualquiera de los casos anteriores, la valoración de la actuación sobre la madera quemada debe incluir como criterio fundamental el potencial de regeneración natural post-incendio y el tipo de vegetación que se desee recuperar. Para ello resulta imprescindible realizar un buen seguimiento de la regeneración en los meses posteriores al incendio, especialmente durante el primer año. El fin es evaluar la regeneración teniendo en cuenta las consecuencias derivadas de mantener parte o toda la biomasa *in situ*, sea en pie o tumbada, y los condicionantes que ello conlleva para la gestión. Estos condicionantes dependerán de aspectos tales como la tasa de caída del arbolado, los plazos para la descomposición parcial y la disponibilidad presupuestaria, entre otros. Utilizando todo este conocimiento habrá que establecer un protocolo adaptado a cada incendio que incluya posibles actuaciones de apoyo a la restauración contemplando todas las opciones posibles (repoblaciones con planta forestal por calles o por rodales, plantaciones puntuales, siembras, etc.), así como clareos de la masa forestal quemada que favorezcan la regeneración natural.

Referencias bibliográficas

Bautista S, Gimeno T, Mayor AG, Gallego D (2004) Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: Vallejo JA, Alloza VR, editores. *La gestión del bosque mediterráneo.* Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. pp. 547-570

Birkedal M, Löf M, Olsson G, Bergsten U (2010) Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date. *Forest Ecology and Management* 259:2382-2389

Bocio I, Navarro FB, Ripoll MA, Jiménez MN, de Simón E (2004) Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation tecniques applied to forestation in abandoned farmland. *Annals of Forest Science* 61:171-178

Bossema I (1979) Jays and oaks: and eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70:1-117

Brown JK, Reinhardt ED, Kramer KA (2003) *Coarse woody debris: managing benefits and fire hazard in the recovering forest*. USDA Technical Report RMRS-GTR-105

Castro J, Zamora R, Hódar JA (2006) Restoring *Quercus pyrenaica* forest using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science* 9:137-142

Castro J, Navarro R, Guzmán JR, Zamora R, Bautista S (2009) ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. *Quercus* 281:34-41

Castro J, Marañón-Jiménez S, Sánchez-Miranda A, Lorite J (2010a) Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramirez L, Asensio B, editores. *Proyectos de investigación en parques nacionales 2006-2009*. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid. pp. 139-157

Castro J, Moreno-Rueda G, Hódar JA (2010b) Experimental test of postfire management in pine forests: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology* 24:810-819

Castro J, Allen CD, Molina-Morales M, Marañón-Jiménez S, Sánchez-Miranda A, Zamora R (2011) Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 19:537-544

Castro J, Puerta-Piñero C, Leverkus AB, Moreno-Rueda G, Sánchez-Miranda A (2012) Post-fire salvage logging alters a key plant-animal interaction for forest regeneration. *Ecosphere* 3:art. 90

Castro J (2013) Postfire burnt-wood management affects plant damage by ungulate herbivores. *International Journal of Forestry Research* art. 965461

Castro J, Leverkus AB, Marañón-Jiménez S, Serrano-Ortiz P, Sánchez-Cañete EP, Reverter BR, Guzmán-Álvarez JR, Kowalski AS (2013) Efecto del manejo de la madera quemada sobre la restauración y regeneración post-incendio: implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema. En: *Actas del 6º Conrgeso Forestal Español*, Sociedad Española de Ciencias Forestales. 6CFE01-242

Cavallero L, Raffaelle E, Aizen M (2013) Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation* 158:342-350

Donato DC, Fontaine JB, Campbell JL, Robinson WD, Kauffman JB, Law BE (2006) Post-fire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311:352

Franklin JF, Lindenmayer D, Macmahon JA, Mckee A, Perry DA, Waide R, Foster D (2000) Threats of continuity. *Conservation Biology in Practice* 1:8-16

García-Salmerón J (1995) *Manual de repoblaciones forestales II*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid

Gill R (2006) The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. En: Danell K, Bergstrom R, Duncan P, Pastor J, editores. *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 170-202

Gómez JM (2003) Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26:573-584

González-Rodríguez V, Navarro-Cerrillo R, Villar R (2011) Artificial regeneration with *Quercus ilex* L. and *Q. suber* L. oaks by direct seeding and planting in southern Spain. *Annals of Forest Science* 68:637-646

Harrington TB, Slesak RA, Schoenholtz SH (2013) Variation in logging debris cover influences competitor abundance, resource availability, and early growth of planted Douglas-fir. *Forest Ecology and Management* 296:41-52

Jacobs BF, Gatewood RG (1999) Restoration studies in degraded pinyon–juniper woodlands of north-central New Mexico. En: Monsen SB, Stevens R, editores. *Ecology and management of pinyon-juniper communities within the interior West*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden. pp. 294-298

Leverkus AB, Puerta-Piñero C, Guzmán JR, Navarro J, Castro J (2012) Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forests* 43:601-613

Leverkus AB, Castro J, Puerta-Piñero C, Rey-Benayas JM (2013) Suitability of the management of habitat complexity, acorn burial depth, and a chemical repellent for post-fire reforestation of oaks. *Ecological Engineering* 53:15-22

Leverkus AB, Lorite J, Navarro FB, Sánchez-Cañete EP, Castro J (2014) Post-fire salvage logging alters species composition and reduces cover, richness, and diversity in Mediterranean plant communities. *Journal of Environmental Management* 133:323-331

Lindenmayer DB, Possingham HP (2006) Ranking conservation and timber management options for Leadbeater's possum in Southeastern Australia using population viability analysis. *Conservation Biology* 10:235-251

Lindenmayer DB, Burton PJ, Franklin JF (2008) Salvage logging and its ecological consequences. Island Press, Washington

Lloret F (2004) Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares F, editor. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 101-126

Marañón-Jiménez S, Castro J (2013) Effect of decomposing burnt wood on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry* 112:519-535

Marañón-Jiménez S., Castro J., Fernández-Ondoño E, Zamora R. (2013a) Charred wood remaining after a wildfire as a reservoir of macro- and micronutrients in a Mediterranean pine forest. *International Journal of Wildland Fire* 22:681-695

Marañón-Jiménez S, Castro J, Querejeta JI, Fernández-Ondoño E, Allen CD (2013b) Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecolgy and Management* 308:231-239

Marzano R, Garbarino M, Marcolin E, Pividori M, Lingua E (2013) Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering* 51:117-122

Matías L, Zamora R, Castro J (2012) Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia* 169:833-844

Mendoza I, Zamora R, Castro J (2009). A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: implications for forest regeneration and conservation in Mediterranean habitats. *Biological Conservation* 149:1491-1499

Navarro FB, Jiménez MN, Ripoll MA, Fernández-Ordoño E, Gallego E, de Simón E (2006) Direct sowing of holm oak acorns: effects of acorn size and soil treatment. *Annals of Forest Science* 63:961-967

McIver JD, Starr L (2000) *Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography.* USDA Technical Report PNW-GTR-486

Mosandl R, Kleinert A (1998). Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Forest Ecology and Management* 106:35-44

Pausas JG (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change* 63:337-350

Pausas JG, Fernández-Muñoz (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110:215-226

Pemán J, Voltas J, Gil-Pelegrin E (2006) Morphological and funcional variability in the root system of *Quercus ilex* L. subjected to confinement: consequencis for afforestation. *Annals of Forest Science* 63:425-430

Pons J, Pausas JG (2007). Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153:903-911

Puerta-Piñero C, Sánchez-Miranda A, Leverkus A, Castro J (2010) Management of burnt wood after fire affects post-dispersal acorn predation. *Forest Ecology and Management* 260:345-352

Pulido FJ, Díaz M (2005) Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience* 12:92-102

Purdon M, Brais S, Bergeron Y (2004) Initial response of understorey vegetation to fire severity and salvage-logging in the southern boreal forest of Québec. *Applied Vegetation Science* 7:49-60

Raftoyannis Y, Spanos I (2005). Evaluation of log and branch barriers as post-fire rehabilitation treatments in a Mediterranean pine forest in Greece. *International Journal of Wildland Fire* 14:183-188

Reque, J.A., Martin, E. 2014. Designing acorn protection for direct seeding of Quercus species in high predation areas. Forest Systems, En prensa.

Ripple WJ, Larsen EJ (2001) The role of post-fire coarse woody debris in aspen regeneration. *Western Journal of Applied Forestry* 16:61-64

Robichaud PR, Beyers JL, Neary DG (2000) *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments.* USDA General Technical Report RMRS-GTR-63

Rost J, Pons P, Bas JM (2009) Can salvage logging affect seed dispersal by birds into burned forests? *Acta Oecologica* 35:763-768

Rost J, Clavero M, Bas JM, Pons P (2010) Building wood debris piles benefits avian seed dispersers in burned and logged Mediterranean pine forests. *Forest Ecology and Management* 260:79-86

Santolamazza-Carbone S, Pestaña M, Vega JA (2011) Post-fire attractiveness of maritime pines (*Pinus pinaster* Ait.) to xylophagous insects. *Journal of Pest Science* 84:343-353

Serrano-Ortiz P, Marañón-Jiménez S, Reverter BR, Sánchez-Cañete EP, Castro J, Zamora R, Kowalski AS (2011) Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 262:2287-2296

Spanos I, Raftoyannis Y, Goudelis G, Xanthopoulou E, Samara T, Tsiontsis A (2005) Effects of postfire logging on soil and vegetation recovery in a *Pinus halepensis* Mill. forest of Greece. *Plant and Soil* 278:171-179

Stoddard MT, Huffman DW, Alcoze TM, Fulé PZ (2008) Effects of slash on herbaceous communities in pinyon-juniper woodlands of northern Arizona. *Rangeland Ecology & Management* 61:485-495

Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG (2012) Biodiversity in dead Wood. Cambridge University Press, New York

Thompson JR, Spies TA, Ganio LM (2007). Reburn severity in managed and unmanaged vegetation in a large wildfire. *Proceedings of the National Academy of Science* 104: 10743-10748

Toivanen T, Liikanen V, Kotiaho JS (2009) Effects of forest restoration treatments on the abundance of bark beetles in Norway spruce forests of Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 257:117-125

Tsakaldimi M, Tsitsoni T, Ganatsas P, Zagas T (2009) A comparison of root architecture and shoot morphology between naturally regenerated and container-grown seedlings of *Quercus ilex*. *Plant and Soil* 324:103-113

Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR (2006) Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Annals of Forest Science* 63:249-256

Vallejo VR, Arianoutsou M, Moreira F (2012) Fire ecology and post-fire restoration approaches in southern European forest types. En: Moreira F, Arianoustou M, Corona P, De las Heras J, editores. *Post-fire management and restoration of southern European forests*. Springer, Dordrecht. pp. 195-222

Vega JA (2007) Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. En: 4th *International Wildland FIRE Conference*, Sevilla. Disponible en: http://www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007/contributions/doc/cd/INTRODUCTORIAS_ST/Vega_ST3.pdf Último acceso 4 de Agosto de 2014

J.M. Rey-Benayas

Grupo de Investigación en Ecología y Restauración Forestal, Dpto. de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá
Correo electrónico: josem.rey@uah.es

57 Establecimiento de islas forestales y otras actuaciones de revegetación estratégica en paisajes agrícolas como mecanismo de adaptación al cambio climático

Resultados clave

• El establecimiento de islas forestales y setos en paisajes agrícolas puede proporcionar una variedad de bienes y servicios ambientales, en particular la dispersión de semillas.

• Las islas forestales suponen una alternativa intermedia entre la regeneración natural de los bosques y matorrales -que es acelerada como consecuencia de la lluvia de semillas desde estas infraestructuras verdes- y las plantaciones forestales.

• Estas islas representan un potencial para la reforestación pasiva a gran escala que puede conducir a la renaturalización del territorio (*rewilding*) y, entre otros efectos, a la capacidad asociada de secuestro de carbono en la vegetación y en el suelo.

• Esta regeneración natural asistida estará condicionada, entre otros factores, por el clima local presente y futuro.

• Se propone la implementación generalizada de estas actuaciones de revegetación estratégica para la restauración forestal de paisajes agrícolas y deforestados.

Contexto

Las actividades agrícolas son las principales causantes de la degradación ambiental del planeta. Ellis & Ramankutty (2008), en su clasificación antropogénica de los biomas del mundo, distinguen 21 tipos principales de biomas de los cuales 14 tienen un claro uso agrícola y/o ganadero. En la actualidad, la tierra cultivada y pastizales representan casi el 50% de la superficie terrestre del mundo y de España, siendo esta extensión en detrimento de la cubierta vegetal natural, sobre todo de los bosques (Foley et al. 2011). Así, el avance de la frontera agropecuaria es la principal causa de deforestación global, la cual ha tenido lugar a una tasa de 13 millones de ha anuales entre los años 2000-2010 (FAO 2011). Por otro lado, las prácticas agrícolas se han intensificado progresivamente. Ello conlleva, entre otros efectos, que desaparezcan los remanentes de vegetación natural que anteriormente existían en terrenos poco productivos o en bosquetes, lindes y bordes de caminos. No obstante, las pautas de cambio de usos del suelo son complejas. De esta manera, junto a la deforestación e intensificación agrícola, puede existir un abandono de tierras agrícolas. Estas tierras, eventualmente, pueden transformarse en matorrales y bosques mediante el proceso de la sucesión secundaria o regeneración natural. Las razones subyacentes a este fenómeno de abandono son sobre todo de índole socio-económico (Rey-Benayas et al. 2007).

La agricultura, bien sea de forma directa (representa aproximadamente el 12% del total de las emisiones directas de origen antrópico de gases de efecto invernadero según el IPCC) o indirecta (deforestación, fabricación de maquinaria y combustible de ésta, etc.), es responsable de una buena parte de las emisiones de gases de efecto invernadero y sus efectos en el cambio climático. La intensificación de la agricultura aumenta las emisiones que contribuyen al calentamiento global. Además, es la principal amenaza para muchos grupos de especies. En consecuencia, conciliar el mantenimiento o el aumento de la producción agrícola con el mantenimiento o el aumento de la biodiversidad y de otros servicios ecosistémicos tales como el secuestro de carbono es un reto de la humanidad.

En contraste con estas perspectivas negativas, los agro-ecosistemas no sólo han asegurado nuestra provisión de alimentos y fibras sino que, frecuentemente, son percibidos en términos positivos desde el punto de

vista de la conservación de la biodiversidad y del paisaje. Ello es debido a que, entre otros motivos, crean paisajes en mosaico con una elevada heterogeneidad ambiental, son el hábitat de comunidades singulares y especies raras o amenazadas con valor de conservación y poseen una amplia gama de valores culturales, por ejemplo estéticos (Rey-Benayas & Bullock 2012). Además, los paisajes agrícolas ofrecen espacios abiertos donde es posible implementar mecanismos de adaptación al cambio climático para reducir las consecuencias de éste.

En este ensayo se explicará una opción para aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agro-ecosistemas que consiste en la restauración o creación estratégica de elementos clave sin competir por el uso de la tierra. Esta opción ha sido denominada como la "manicura" de los campos o paisajes agrícolas por Rey-Benayas (2012), no tanto por el significado literal de esta palabra sino por el significado implícito del cuidado de detalles pequeños en vastas extensiones agrícolas que puede suponer una amplia gama de servicios ambientales. Un tipo de actuación operativa en torno a esta manicura es la introducción de islas forestales y setos, que puede ser completada por otras actuaciones de revegetación estratégica (principalmente, bordes y rotondas de las carreteras y sistemas riparios). Finalmente, se expondrá la experiencia de una fundación que lleva seis años practicando esta introducción de islas forestales y setos y los puntos críticos para la implementación generalizada de los esquemas propuestos de adaptación al cambio climático en el mundo real.

Adaptación

Principales enfoques existentes para la restauración forestal

Es previsible que la necesidad de acciones de restauración ecológica en general, y de restauración forestal en particular, aumenten en el futuro porque se espera que el cambio climático incremente la intensidad y/o frecuencia de perturbaciones tales como los incendios y periodos de sequía severa. Además, pueden existir efectos combinados de perturbaciones climáticas y perturbaciones debidas a cambios de uso del suelo tales como la deforestación. Así, el incremento de la aridez puede suponer un problema para las acciones de restauración forestal. Las diferentes perturbaciones, ya sea de forma aislada o combinadas, pueden tener un impacto elevado sobre la biodiversidad y, en consecuencia, las acciones para su mitigación redundarán de forma positiva sobre ella y los servicios ecosistémicos que sustenta.

En la actualidad, la restauración forestal se basa en dos enfoques contrastados. Uno es la colonización natural de matas, arbustos y árboles y la sucesión secundaria (restauración pasiva o regeneración natural). El otro consiste en el establecimiento de estas plantas por los humanos (restauración activa). La restauración pasiva está sujeta a los diferentes filtros ecológicos de una localidad o región, por ejemplo las características del clima y suelo y el régimen de perturbaciones. Es generalmente lenta en ambientes poco productivos como el mediterráneo, aunque en muchos ambientes templados húmedos y tropicales la cubierta forestal se recupera rápidamente si el suelo no ha sido muy degradado. Las restricciones clave para la regeneración natural son: (1) dispersión limitada porque las fuentes de propágulos están lejos y los vectores de dispersión pueden ser raros; (2) limitaciones abióticas, por ejemplo una baja disponibilidad de agua para las plantas; y (3) limitaciones bióticas como la competencia con las hierbas (Rey-Benayas et al. 2008).

La restauración activa implica técnicas de manejo tales como plantaciones, siembras, eliminación de hierbas, quemas, protección contra los herbívoros, aclaramientos y riegos, entre otras muchas. El objetivo es producir una cubierta vegetal con una composición y estructura particulares. Estos métodos pueden ser preferidos cuando la restauración pasiva es muy lenta o tiene riesgos, o para aprovechar una amplia gama de beneficios ambientales, sociales y económicos (por ejemplo, producción de empleo y renta). Los métodos activos para el establecimiento de árboles son muy utilizados en plantaciones comerciales y en sistemas agroforestales, en los que la vegetación leñosa es combinada deliberadamente con cultivos y/o pastos.

La dominancia, en términos de extensión, de la regeneración natural sobre las plantaciones forestales se ha invertido desde los comienzos de los años 2000. Así, en el mundo, en los años 2001-2005, la primera ha restaurado 41.000 km^2 al año, mientras que las segundas han restaurado 36.000 km^2 al año (FAO 2006). Sin embargo, durante el periodo 2000-2010, la regeneración natural restauró 29.000 km^2 al año y las plantaciones forestales 49.000 km^2 al año (FAO 2011). También en España ha aumentado la superficie forestal durante las últimas décadas como consecuencia del abandono de las actividades agrícolas y ganaderas y la reforestación incentivada por la PAC de aproximadamente un millón de ha de tierras agrícolas. En la actualidad, nuestro país cuenta con unos 27 millones de ha de superficie forestal de las cuales unos 18 millones están cubiertas por bosques.

El modelo de los islotes forestales en mares agrícolas

Rey-Benayas et al. (2008) sugirieron un modelo alternativo para la restauración forestal en paisajes agrícolas que utiliza la restauración activa a una escala pequeña como conductora de la restauración pasiva a una escala mucho más amplia. Consiste en la plantación de "islotes forestales" en los paisajes agrícolas donde apenas existen remanentes de vegetación natural. Ellos se refirieron a "islotes" por el pequeño tamaño (100 m^2) de los parches que fueron plantados en un experimento que inspiró el modelo, pero "isla" es también, obviamente, una etiqueta correcta. Posteriormente, este modelo ha recibido diferentes etiquetas en la literatura científica, tales como islas de árboles (Cole et al. 2010), nucleación aplicada (Zahawi et al. 2013) y núcleos de dispersión y reclamo (García-Martí et al. 2012). Otro esquema relacionado es el de las plantaciones forestales ubicadas en las esquinas de campos agrícolas explicado por Hughes-Clarke & Mason (1992). Mientras la restauración pasiva deja la reforestación al azar y la activa generalmente requiere muchos recursos, las islas o islotes forestales representan un grado de intervención intermedio. Permiten la sucesión secundaria al establecerse focos de colonización con una fracción de los recursos necesarios para la reforestación a escala amplia. Además, este modelo mantiene la flexibilidad en el uso del suelo, algo crítico en los paisajes agrícolas donde la explotación del territorio está sujeta a cambios económicos y políticos.

Este modelo consiste básicamente en la plantación de bloques de vegetación leñosa nativa en tierras agrícolas. Estos bloques son pequeños (decenas o pocas centenas de m^2), densos (por ejemplo, un plantón cada 2 m^2) y dispersos (separados entre ellos decenas o centenas de metros). Los islotes, en su conjunto, ocupan una fracción diminuta de un campo o paisaje agrícola (<1% en la propuesta original de Rey-Benayas et al. 2008, aunque circunstancialmente podría ser mayor). La principal idea en cuanto a su utilización como modelo para la reforestación radica en el proceso de la dispersión, ya que son fuentes de semillas y hábitat de animales que las dispersan. Las especies dispersadas, que no sólo son las plantadas en los islotes, sino también las que se hayan establecido en ellos, pueden colonizar otros hábitats de alrededor. Si la tierra agrícola o pastizales de los alrededores son abandonados, los propágulos colonizadores que proceden de los islotes pueden acelerar la regeneración natural de los bosques y matorrales porque habrá una dispersión continua de organismos forestales durante muchos años.

El énfasis en el paisaje de los islotes plantados representa un potencial para la reforestación pasiva a gran escala que supone la renaturalización del territorio (*rewilding*, Navarro & Pereira 2012) y, entre otros efectos, una capacidad asociada de secuestro de carbono en la vegetación y en el suelo. Es más, esta reforestación pasiva estará regulada por las condiciones climáticas existentes, en el presente y en el futuro, por lo que representa un mecanismo flexible de adaptación al cambio climático.

Son varios los beneficios ecológicos, sociales y económicos de este modelo. El principal es que proporciona una reconciliación de las demandas de la agricultura, conservación y restauración forestal a escala de paisaje. La plantación de islotes forestales puede favorecer una variedad de procesos relacionados con la restauración de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y las sociedades y economías rurales. Es importante tener en cuenta que, si bien los procesos individuales pueden ser conseguidos más eficazmente por otros medios, los islotes pueden proporcionar una colección integrada de servicios ecológicos, sociales y económicos. A continuación detallamos estos beneficios que, como se introdujo anteriormente, cobran especial relevancia en la mitigación de los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad y provisión de otros servicios ecosistémicos.

- Tasas elevadas de supervivencia y crecimiento de los plantones introducidos gracias a su manejo.
- Coste del manejo reducido porque está concentrado en áreas pequeñas.
- Mantenimiento de los valores de conservación en paisajes agrícolas.
- Provisión de servicios ecosistémicos tales como hábitat favorable para una gran variedad de organismos, incluyendo algunos especialistas forestales.
- Incremento de la heterogeneidad de paisajes uniformes y de la conectividad entre fragmentos forestales. El efecto de conectividad a escala de paisaje es particularmente relevante para la diversidad de especies en un contexto de cambio climático, ya que éste cambio puede tener un efecto negativo sobre muchas especies y la existencia de parches conectores de hábitats más amplios que los mitiguen puede ser beneficiosa para el mantenimiento de la biodiversidad.
- Provisión de fuentes de propágulos, es decir, de plantas semilleras y de otros organismos que se establezcan en los islotes forestales, que acelerarían la regeneración forestal natural si las tierras agrícolas vecinas son abandonadas.
- Provisión de beneficios económicos mediante cultivos u otras actividades rurales tales como la caza en el territorio circundante.
- Ingresos monetarios para los propietarios mediante el incremento de poblaciones cinegéticas y producción de los cultivos (por ejemplo, por el aumento de la polinización).
- Provisión de beneficios sociales tales como oportunidades laborales para las comunidades rurales, recursos educativos, capacitación técnica y ecoturismo.
- En general, de forma indirecta, provisión de todos los beneficios asociados a la regeneración natural de los bosques y matorrales a gran escala, entre ellos la renaturalización del territorio, el secuestro de carbono y la adaptación al cambio climático.

Ampliación del modelo de los islotes forestales con otras actuaciones de revegetación estratégica

Recientemente, Rey-Benayas & Bullock (2014) han propuesto completar el modelo de los islotes forestales explicado en la sección anterior con otras actuaciones de revegetación estratégica. La idea de los islotes forestales tiene similitudes con otros esquemas que implican la plantación de áreas pequeñas en campos y paisajes agrícolas con árboles y arbustos, tales como grupos de árboles, setos o cercas vivas y cinturones de protección. En particular, la revegetación de los bordes de las propiedades, márgenes y ribazos de los campos agrícolas y bordes de los caminos para crear setos o cercas vivas tiene la misma función iniciadora y aceleradora de la regeneración natural que los islotes forestales. Es decir, el concepto de los "islotes forestales" puede ser expandido al concepto de los "islotes forestales y setos" (Figura 1). Es más, los setos tienen una razón borde/superficie superior a los islotes y, en consecuencia, proporcionan un mayor contacto con el hábitat circundante que favorece la dispersión y colonización. La plantación de árboles aislados también puede proporcionar un valor desproporcionadamente positivo para la biodiversidad y dispersión de semillas.

Otras acciones de revegetación estratégica en paisajes agrícolas, pero no relacionadas con el hábitat agrícola en sí mismo, podrían, por ejemplo, dirigirse a las cunetas, taludes y rotondas de las carreteras y a los sistemas riparios. Éstas proporcionarían beneficios similares en términos de infraestructuras de dispersión a los explicados anteriormente para las islas forestales y los setos. La revegetación de cunetas y rotondas producirían

Figura 1.

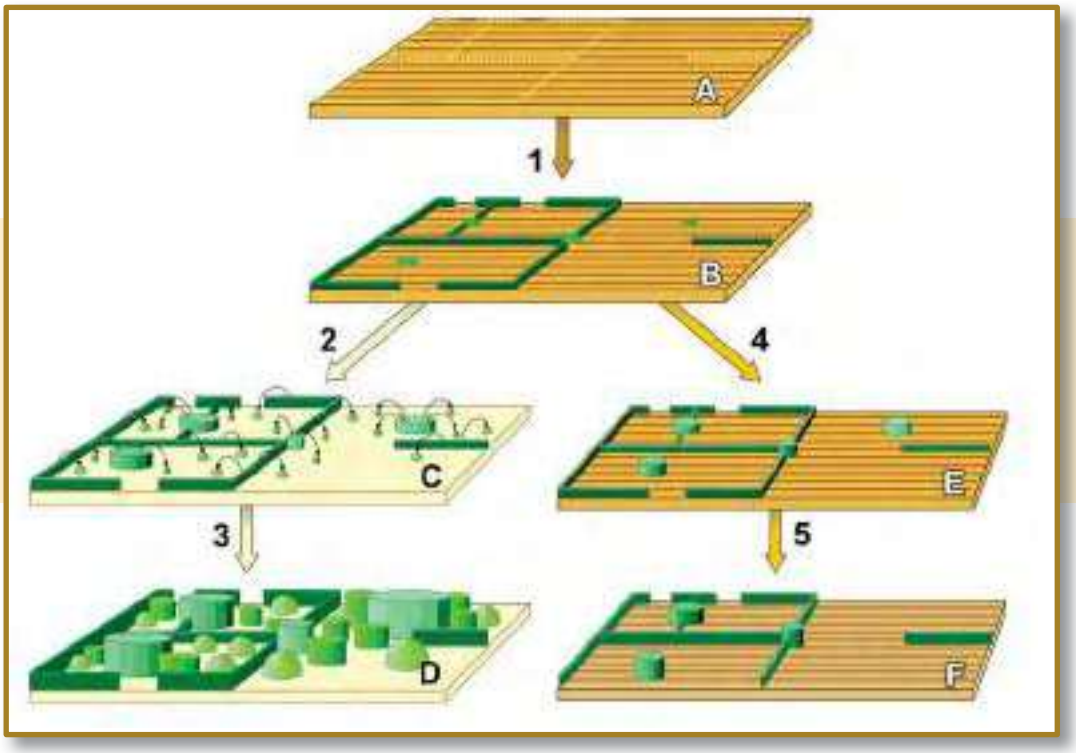


Figura 1. Esquema del modelo "islotes forestales y setos" propuesto por Rey-Benayas & Bullock (2014), el cual es una ampliación del modelo de los "islotes forestales" desarrollado por Rey-Benayas et al. (2008). En un paisaje agrícola sin vegetación leñosa (**A**) se plantan unos pocos (aquí cuatro) islotes forestales pequeños (por ejemplo de 100 m^2) y setos (**B**). El manejo apropiado de los islotes y setos plantados permite que se establezcan los árboles y arbustos, que crecen y alcanzan la madurez sexual de forma relativamente rápida. Si la tierra cultivada es abandonada, los islotes y setos pueden expandirse y exportar semillas y otros organismos que se establezcan en ellos al terreno circundante (**C**). Los islotes y setos, eventualmente, pueden coalescer para formar matorrales y bosques densos (**D**). Alternativamente, el terreno circundante puede permanecer con los mismos u otros usos (**E**) mientras que los islotes y setos permanecen como pequeños parches de la comunidad forestal nativa en lo cuales los árboles y arbustos siguen creciendo. Algunos islotes y fragmentos de setos pueden desaparecer debido a eventos estocásticos (**F**).

Fuente: Elaborado a partir de Rey-Benayas et al. (2008) y Rey-Benayas & Bullock (2014).

beneficios adicionales tales como la estabilización de taludes y valor estético. Sin embargo, estos elementos revegetados pueden actuar como trampas ecológicas de la fauna atraída e incrementar los riesgos para el tráfico rodado por colisiones y disminución de la visibilidad. En consecuencia, deben ser cuidadosamente planificados (Rey-Benayas & Bullock 2014).

Los sistemas riparios a menudo soportan las únicas comunidades naturales o semi-naturales en los paisajes agrícolas, pero frecuentemente esta vegetación ha sido extirpada o muy degradada, y las riberas roturadas. La vegetación riparia, además de ser infraestructuras de dispersión, es crítica para la conservación de la biodiversidad (Forget et al. 2013) y provisión de servicios ecosistémicos tales como el secuestro de carbono y la regulación y depuración del agua. En consecuencia, sugerimos que la revegetación de ríos y arroyos con vegetación nativa debería ser considerada una prioridad en los paisajes agrícolas y forzada por las administraciones públicas competentes.

Inconvenientes de los modelos propuestos

Aunque los beneficios ambientales potenciales de los bosques, fragmentos forestales, setos y árboles aislados se han descrito ampliamente en la literatura científica, también debe llamarse la atención de los posibles problemas asociados a las actuaciones de revegetación propuestas. La provisión de bienes y servicios ecosistémicos de los bosques y matorrales depende generalmente del tamaño de dichos ecosistemas. Como los islotes y setos son pequeños, experimentarán los problemas asociados a los hábitats pequeños, tales como fuertes efectos borde, colonización por especies generalistas, escasez o falta de especialistas forestales y vulnerabilidad a la extinción local de poblaciones. El aislamiento de los islotes podría llevar a un efecto fundador y riesgo de depresión endogámica. Los islotes y revegetaciones lineales también podrían actuar como reservorios de plagas agrícolas tales como conejos y roedores, así como de malas hierbas y especies exóticas. Además, podrían causar merma de los cultivos en la vecindad inmediata mediante competencia por el agua y los nutrientes, particularmente en ambientes semiáridos (Rey-Benayas et al. 2008).

Recomendaciones para su aplicación

Las acciones de revegetación estratégica deben aprovechar los elementos lineales del paisaje (lindes, bordes de caminos, cunetas y taludes de infraestructuras viarias) y pequeñas áreas adicionales (esquinas de campos agrícolas, terrenos poco productivos, rotondas en carreteras). Las plantaciones deben ser diversas, utilizando una variedad de especies nativas de árboles y arbustos, e incluso de matas, incluyendo las especies identificadas como nodrizas para aprovechar los procesos de facilitación. La densidad de plantación será preferentemente elevada, al menos de 0.5 plantones/m^2, para atenuar el riesgo de marras y conseguir antes

una cubierta vegetal espesa. Los islotes e islas forestales deben tener un tamaño de entre 25 y 400 m^2 y los setos y otras revegetaciones lineales una anchura mínima de 2-5 m, según los casos. El mantenimiento de estas plantaciones debe ser mínimo si no inexistente. Además, deberían proporcionar empleo local y ser acompañadas de actividades de educación y sensibilización ambiental y de formación y capacitación.

Este ensayo se ha concentrado en hábitats forestales, pero los esquemas propuestos para restaurar las infraestructuras de dispersión pueden ser utilizados para otros hábitats natuales o semi-naturales tales como praderas y pastizales.

Material suplementario

La Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE, www.fundacionfire.org), una entidad sin ánimo de lucro que persigue trasladar el conocimiento académico a proyectos de conservación y restauración en el mundo real, implementa actuaciones de restauración ecológica en agro-ecosistemas mediante su proyecto "Campos de Vida". Desde el año 2008, esta iniciativa ha resultado, entre otros logros, en la revegetación de aproximadamente 6.5 kilómetros de setos en campos agrícolas y 2 hectáreas de islas, introduciendo unos 12.600 plantones de 27 especies leñosas nativas en áreas del centro de España. Más de 500 voluntarios han participado en la ejecución de estas actuaciones.

Durante estos años hemos aprendido varias lecciones, y tenido dificultades, fracasos puntuales, nuevas oportunidades y recompensas a nuestro trabajo. Queremos resaltar que nuestras actuaciones se enmarcan en esquemas de custodia del territorio, alcanzando 12 acuerdos hasta la fecha. Un acuerdo de custodia del territorio, que puede ser verbal o escrito, es un procedimiento voluntario entre un propietario y una entidad de custodia para pactar el modo de conservar y gestionar un territorio. Ello constituye un claro ejemplo de "conservación horizontal", donde las medidas adoptadas en favor de la conservación del patrimonio natural no vienen impuestas por una administración pública, sino que son consensuadas entre el propietario y la entidad de custodia, en este caso la FIRE. La experiencia nos ha enseñado que los agricultores son, en general, reticentes a ejecutar las actuaciones de restauración ecológica mencionadas en este ensayo por dos motivos principales: (1) el desconocimiento de los beneficios reales que pueden suponer para la producción agrícola, combinado con la percepción del riesgo para los propios cultivos, y (2) la inercia de una apreciación estética que considera que los campos agrícolas deben estar "limpios", es decir, sin elementos diferentes al cultivo practicado. Ello significa que la nueva PAC debería hacer énfasis en la formación, capacitación y sensibilización de los agricultores, de tal manera que puedan valorar de forma positiva las actuaciones y prácticas dirigidas a conciliar la producción agrícola y la conservación o aumento de la biodiversidad y servicios de los agro-ecosistemas, independientemente de las ayudas económicas para ejecutarlas. Por otro lado, nuestros proyectos son muy bien valorados por los cazadores, ya que favorecen a las poblaciones de especies tales como la perdiz roja, lo que supone un aumento directo de la producción cinegética y de los beneficios económicos asociados (Rey-Benayas 2012).

No obstante, la reticencia aludida es sobre todo inicial, siendo de gran importancia el modo en que se produce el primer contacto entre el propietario y la entidad de custodia para lograr los objetivos esperados. Así, en el caso de que sea la entidad de custodia la que contacta de forma proactiva con el propietario, hay que generar un ambiente de confianza previo y exponer clara y sencillamente cuáles son las actividades, objetivos e intereses de la entidad. Debe explicarse de un modo fácilmente comprensible en qué consiste el acuerdo de custodia del territorio, remarcando el carácter voluntario del mismo y que todas las actuaciones propuestas se alcanzarán de forma consensuada. Este proceso de generación de confianza es frecuentemente largo. Debe huirse de las prisas y de forzar la rápida resolución del mismo. La labor de conversar de forma distendida genera confianza y puede dar origen a nuevas ideas y posibilidades de colaboración, diferentes a las que inicialmente hayan preconcebido cualquiera de las partes. Algunas veces, las menos, es el propietario quien se ha puesto en contacto con la FIRE de forma proactiva, lo que facilita la ejecución de nuestras acciones de restauración porque se parte de una sensibilidad previa hacia la conservación de la naturaleza.

Como conclusión final de este ensayo, consideramos que tres aspectos clave para aplicar de forma generalizada los esquemas de adaptación al cambio climático propuestos son (1) la financiación, (2) la educación para promover la sensibilización de los productores y público en general y (3) la capacitación de técnicos y operarios para ejecutar las actuaciones. En particular, los propietarios de las tierras donde se implementen estas actuaciones deben ser explícitamente recompensados por el valor total o social de las mismas. Para ello existen varios mecanismos, entre ellos medidas de ayudas financieras directas como las medidas agroambientales de la PAC, el pago por servicios ambientales y la deducción fiscal. Un instrumento para esta deducción fiscal es la declaración de Acontecimientos de Interés Extraordinario Público por parte del Gobierno de España.

Referencias bibliográficas

Cole RJ, Holl KD, Zahawi RA (2010) Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications* 20:1255-1269

Ellis EC, Ramankutty N (2008) Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:439-447

FAO (2006) *The Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO, Rome. Disponible en: http://www.fao.org/forestry Último acceso 25 de Mayo de 2014

FAO (2011) *State of the World's Forests 2011*. FAO, Rome. Disponible en: http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e00.htm Último acceso 25 de Mayo de 2014

Foley JA et al (21 autores) (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337-342

Forget G, Carreau C, Le Coeur D, Bernez I (2013) Ecological restoration of headwaters in a rural landscape (Normandy, France): A passive approach taking hedge networks into account for riparian tree recruitment. *Restoration Ecology* 21:96-104

García Martí X, Ferrer Gallego PP (2013) La creación de núcleos de dispersión y reclamo como modelo de restauración ecológica forestal. En: Martínez-Ruiz C, Lario Leza FJ, Fernández-Santos B, editores. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación.* SECF-AEET, Madrid. pp. 149-158

Hughes-Clarke SA, Mason CF (1992) Ecological development of field corner tree plantations on arable land. *Landscape and Urban Planning* 22:59-72

Navarro L, Pereira HM (2012) Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15:900-912

Rey-Benayas JM, Martins A, Nicolau JM, Schulz J (2007) Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2:057

Rey-Benayas JM, Bullock JM, Newton AC (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:329-336

Rey-Benayas JM (2012) Restauración de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra para aumentar su biodiversidad y servicios ecosistémicos. *Investigación Ambiental. Ciencia y Política Pública* 4:101-110

Rey-Benayas JM, Bullock JM (2012) Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15:883-889

Rey-Benayas JM, Bullock JM (2014) Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. En: Pereira HM, Navarro L, editores. *Rewilding European Landscapes*. Springer, New York

Zahawi RA, Holl KD, Cole RJ, Reid JL (2013) Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50:88-96