



**GESTIÓN ADAPTATIVA
AL CAMBIO GLOBAL
EN MASAS DE
QUERCUS
MEDITERRÁNEOS**

**Pau Vericat Grau
Miriam Piqué Nicolau
Rafael Serrada Hierro**





GESTIÓN ADAPTATIVA AL CAMBIO GLOBAL EN MASAS DE *QUERCUS* MEDITERRÁNEOS

—

Pau Vericat Grau¹ (ed.)
Miriam Piqué Nicolau¹ (ed.)
Rafael Serrada Hierro² (ed.)
Enrique Arrechea Veramendi³
Nicolás de Benito Ontañón⁴
Ramón Santiago Beltrán⁵
Froilán Sevilla Martínez⁶
Gregorio Montero González⁷
José Alfredo Bravo Fernández²
Jordi Camprodon Subirachs¹
M^a Reyes Alejano Monge⁸
Ángel Bachiller Bachiller⁷
Carlos Bernal Chacón⁵
Andrés Bravo Oviedo⁷
Enrique Cardillo Amo⁵
Manuel Encinas Barrado⁵
Álvaro Hernández Jiménez³
Ricardo Ruiz-Peinado Gertrudix⁷
María de la O Sánchez González⁷
Raúl Tapias Martín⁸
Javier Vázquez Piqué⁸

—

¹Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC)

²ECOGESFOR-Universidad Politécnica de Madrid

³Diputación General de Aragón

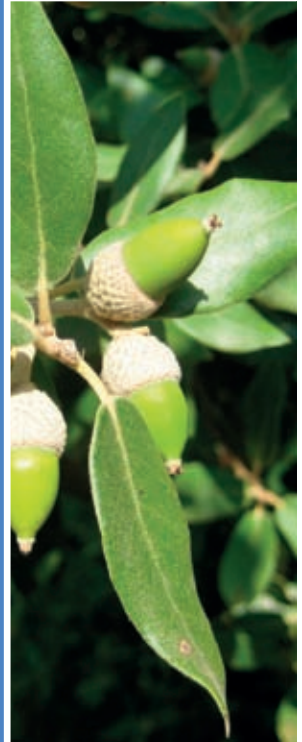
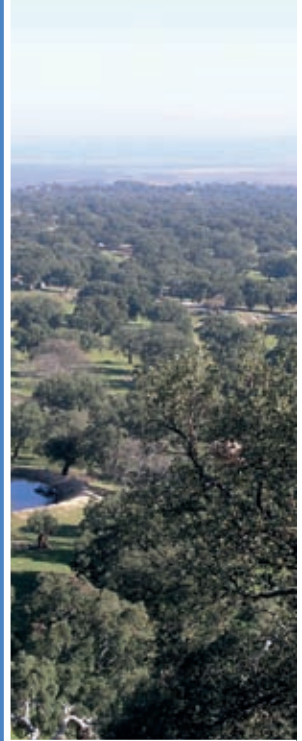
⁴Ayuntamiento de Ronda (Málaga)

⁵Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal
IPROCOR

⁶Junta de Castilla y León

⁷Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria
y Alimentaria (CIFOR-INIA)

⁸Universidad de Huelva



El presente Manual ha sido elaborado en el marco del proyecto "Definición de criterios, medidas y técnicas a integrar en la gestión de las formaciones de *Quercus* de la vertiente mediterránea española para la conservación de los valores naturales y adaptación al cambio global", desarrollado durante los años 2011 y 2012, con la colaboración de la Fundación Biodiversidad a través de la Convocatoria de ayudas para la realización de actividades en el ámbito de la Biodiversidad, el Cambio Climático y el Desarrollo Sostenible de la Fundación Biodiversidad para el 2011.



Agradecimientos: A Josep Salvador Blanch, Alfonso San Miguel, Mario Beltrán, Teresa Valor, Lluís Coll, Asier Larrañaga y Grup de Recolzament d'Actuacions Forestals (GRAF) dels Bombers de la Generalitat de Catalunya, por sus comentarios e información gráfica. También a todos aquellos gestores y propietarios forestales que nos han transmitido sus experiencias y opiniones. Finalmente, a Montse García por el apoyo logístico durante las distintas fases de desarrollo del proyecto y preparación de la publicación.

Coordinación y dirección técnica:

Àrea de Gestió Forestal Sostenible (AGS). Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC).

Edición: Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC)

Maquetación: Departamento de Comunicación del CTFC

Impresión y encuadernación: Impressus Gestió Integral
Impreso en España-Printed in Spain

ISBN: 978-84-616-1893-4

DL: L-1482-2012

Fotografías: **AGS-CTFC** (fotos nº 3, 9 izda., 13 sup. izda., 15, 18, 22, 32, 36 izda., 36 dcha., 44, 45, 47, 51 izda., 51 dcha., 52 izda., 58, 60, 63, 66, 70, 75, 76 izda. y dcha., 78, 81, 83, 85 izda. y dcha. Fotos de *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Quercus pyrenaica* y *Quercus pubescens* en Figura 2; fotos sup. izda., sup. dcha. e inf. dcha. en Figura 12); **APSB-CTFC** (foto nº 80 dcha.); **Mario Beltrán** (foto nº 77 izda.); **Nicolás de Benito** (foto nº 84; foto de *Quercus canariensis* en Figura 2), **José Alfredo Bravo Fernández** (fotos nº 7, 13 inf. izda., 19); **Jordi Camprodon** (foto nº 16); **Consorci Forestal de Catalunya** (fotos nº 20 y 23); **Francesca Famadas** (foto inf. izda. en Figura 12); **GRAF-DGPEIS** (fotos nº 48 izda., 49 izda., 49 dcha., 50 izda., 55, 56); **Asier Larrañaga** (fotos nº 46, 52 dcha., 73); **Juan Martínez de Aragón** (foto nº 10 dcha.); **Javier Otero** (foto nº 37 dcha.); **Miriam Piqué** (fotos nº 48 dcha., 50 dcha., 54); **Rosa Planelles** (fotos nº 28, 35 dcha.); **Jarkov Reverté** (foto nº 72); **Raquel Sáinz** (fotos nº 4, 12, 68, 71, 82, 86); **Ramón Santiago** (foto nº 9 dcha.); **Alfonso San Miguel** (fotos nº 1, 6, 8, 10 izda., 11, 13 inf. dcha., 14, 17, 35 izda., 42, 43, 57 dcha., 65, 87); **Rafael Serrada** (fotos nº 13 sup. dcha., 25, 26, 29, 30, 31, 33 izda. y dcha., 34 izda. y dcha., 37 izda., 38 izda. y dcha., 39, 40, 41 izda. y dcha., 57 izda., 59 izda., 62, 69, 77 dcha.); **Pau Vericat** (fotos nº 2, 5, 21, 53, 59 dcha., 64, 67, 74 izda. y dcha., 80 izda.; foto de *Quercus ilex* subsp. *ballota* y *Quercus faginea* en Figura 2); **Jordi Vigué** (fotos nº 24, 61, 79); **Eva Viladrich** (foto de *Quercus suber* en Figura 2). Las fotos en los ejemplos aplicados son de los autores.

Fotos portada: Alcornocal en Cortes de la Frontera (Raquel Sáinz); Dehesa (Ramón Santiago); aprovechamiento de leñas de roble (AGS-CTFC), hoja y bellotas de encina *Quercus ilex* (Pau Vericat).

Cita bibliográfica recomendada

Obra completa:

Vericat, P; Piqué, M.; Serrada, R. 2012. Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneas. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida). 172 p.

Capítulo o ejemplo:

Bravo, J. A; Serrada, R. 2012. Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). En: Vericat, P; Piqué, M.; Serrada, R. (eds.). Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneas. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida), p. 142-145.

ÍNDICE

PRESENTACIÓN	7
I. QUERCUS MEDITERRÁNEOS, CAMBIO GLOBAL Y GESTIÓN FORESTAL	9
1. Introducción (<i>Pau Vericat, Miriam Piqué</i>)	9
1.1. El cambio global	9
1.2. Gestión forestal y cambio global	11
1.3. Las formaciones de <i>Quercus</i> mediterráneos en España	14
1.3.1. Especies y distribución	14
1.3.2. Tipos de formaciones	17
1.3.3. Importancia de las formaciones dominadas por <i>Quercus</i> mediterráneos	21
1.3.4. Situación actual. Retos ante el cambio global	24
<i>Bibliografía citada</i>	27
2. El cambio global: impactos probables sobre las formaciones de <i>Quercus</i> y gestión para la adaptación	29
(<i>Pau Vericat, Miriam Piqué</i>)	
2.1. Componentes del cambio global	29
2.1.1. El cambio climático	29
2.1.2. Cambios socioeconómicos	31
2.2. Impactos previsibles del cambio global sobre los sistemas forestales mediterráneos dominados por <i>Quercus</i>	31
2.3. La gestión forestal para la adaptación al cambio global	42
2.3.1. Un contexto de incertidumbre	42
2.3.2. Incremento de la capacidad de adaptación. Los bosques como sistemas adaptativos complejos	42
2.3.3. La gestión forestal para la adaptación al cambio global: enfoque general	42
2.3.4. Medidas de adaptación en las formaciones de <i>Quercus</i> mediterráneos	44
<i>Bibliografía citada</i>	46
II. GESTIÓN ADAPTATIVA AL CAMBIO GLOBAL EN MASAS DE QUERCUS MEDITERRÁNEOS	49
3. Mejora de la vitalidad de las masas (<i>Rafael Serrada, José Alfredo Bravo</i>)	49
3.1. Concepto e importancia	49
3.2. Diagnóstico: situación actual de los montes bajos	50
3.3. Definición de alternativas o modelos	52
3.3.1. Monte medio regular (MMR)	53
3.3.2. Monte alto regular (MAR)	54
3.3.3. Tipificación inicial. Masas excluidas de la mejora	55
3.4. Directrices genéricas de tratamiento	58
3.4.1. Plan de resalveo para MMR	58
3.4.2. Resalveo de conversión para MAR	59
<i>Bibliografía citada</i>	65
4. Adaptaciones en las actuaciones de regeneración (<i>Rafael Serrada, José Alfredo Bravo</i>)	67
4.1. Concepto e importancia	67

4.2. Montes bajos degradados	67
4.3. Montes de <i>Quercus</i> mediterráneos que han sufrido incendios	69
4.4. Tratamiento de montes bajos convertidos en fustales sobre cepa	72
4.5. Regeneración en dehesas	73
4.6. Tratamiento de montes bajos irregulares	77
4.7. Densificación de masas	78
4.8. Reforestaciones con <i>Quercus</i> mediterráneos	79
<i>Bibliografía citada</i>	80
5. Reducción de la vulnerabilidad a los grandes incendios forestales (GIF)	83
<i>(Miriam Piqué)</i>	
5.1. Concepto e importancia	83
5.1.1. El rol del fuego en los ecosistemas forestales mediterráneos	83
5.1.2. Capacidad de regeneración de los <i>Quercus</i> tras los incendios	84
5.1.3. Tipos de fuegos en función de su propagación	85
5.1.4. Gestión forestal y comportamiento del fuego	87
5.2. Medidas a escala rodal	89
5.2.1. Aumento de la resiliencia: mantener la vitalidad y fomentar los <i>Quercus</i> en masas mixtas	89
5.2.2. Aumento de la resistencia: promover estructuras forestales resistentes a generar fuegos de copas y que faciliten las tareas de extinción	91
5.2.3. Tratamiento de los restos de cortas	95
5.2.4. Reducción de la cantidad de combustible mediante el uso del fuego prescrito	96
5.3. Medidas a escala monte y paisaje	97
5.3.1. Actuaciones en Puntos Estratégicos de Gestión (PEG)	98
5.3.2. Actuaciones para conformar una matriz de cubierta forestal con una estructura que dificulte el desarrollo y propagación de GIF	98
<i>Bibliografía citada</i>	99
6. Fomento de la heterogeneidad (<i>Pau Vericat, Miriam Piqué</i>)	101
6.1. Concepto e importancia	101
6.2. Medidas a escala de rodal	102
6.2.1. Favorecer la heterogeneidad en especies: masas mixtas	102
6.2.2. Evitar la homogeneidad de especies en rodales puros	109
6.2.3. Mantenimiento y diversificación del sotobosque y el estrato arbustivo	109
6.2.4. Diversificación de la estructura intra-rodal	112
6.3. Medidas a escala de monte y paisaje	113
6.3.1. Diversificación de tipos de cubiertas y estructuras	113
6.3.2. Mantenimiento de rodales de especial interés	114
<i>Bibliografía citada</i>	116
7. Facilitación de la adaptación genética (<i>Pau Vericat</i>)	117
7.1. Concepto e importancia	117
7.2. Medidas a escala de rodal	118
7.2.1. Mantener la heterogeneidad fenotípica	118
7.3. Medidas a escala de paisaje	119
7.3.1. Reducción de la fragmentación y las bajas densidades forestales	119
7.3.2. Conservación de las 'reservas genéticas'	120
7.3.3. Migración asistida	121
<i>Bibliografía citada</i>	123

8. Mejora de la calidad del hábitat y la función de conservación de la biodiversidad (Pau Vericat, Jordi Camprodon, Miriam Piqué)	125
8.1. Concepto e importancia	125
8.2. Medidas a escala rodal	126
8.2.1. Fomentar la diversidad de especies arbóreas	126
8.2.2. Especies arbustivas y sotobosque	127
8.2.3. Retención de pies de interés	127
8.2.4. Madera muerta	129
8.2.5. Fomentar la heterogeneidad “de grano fino”	130
8.2.6. Correcta ejecución de los trabajos selvícolas	130
8.3. Medidas a escala de monte y paisaje	131
8.3.1. Mantener rodales de arbolado maduro y rodales de bosque viejo	131
8.3.2. Gestión activa de las áreas abiertas	132
8.3.3. Conservación y mejora de formaciones de transición: lindes, setos, sotos	132
8.3.4. Conservación y mejora de las formaciones naturales de ribera	133
8.3.5. Conservación y mejora de hábitats de interés especial y otros puntos singulares	134
8.4. Medidas específicas para especies amenazadas	134
8.5. Otras medidas activas de mejora del hábitat	135
<i>Bibliografía citada</i>	139

III. EJEMPLOS APLICADOS	141
• Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>) (José Alfredo Bravo Fernández, Rafael Serrada Hierro)	142
• Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de quejigo (<i>Quercus faginea</i>) (José Alfredo Bravo Fernández, Rafael Serrada Hierro)	146
• Resalveos en montes bajos jóvenes de quejigo (<i>Quercus faginea</i>) con objetivo de conversión a monte alto adehesado (Ricardo Ruiz-Peinado Gertrudix, María de la O Sánchez González, Ángel Bachiller Bachiller, Andrés Bravo Oviedo, Gregorio Montero González)	148
• Resalveos en monte bajo adulto de roble pubescente (<i>Quercus pubescens</i>) (Pau Vericat Grau, Miriam Piqué Nicolau)	150
• Resalveos para adehesamiento de un monte bajo regular de <i>Quercus pyrenaica</i> (Enrique Arrechea Veramendi)	152
• Conversión de monte bajo regular a monte medio regular en masas de <i>Quercus pyrenaica</i> en el sistema ibérico (Enrique Arrechea Veramendi, Álvaro Hernández Jiménez)	154
• Clara en <i>Quercus pyrenaica</i> con objetivo de mejora de la vitalidad y producción de madera de calidad a largo plazo (Froilán Sevilla Martínez)	158
• Desbroces y clareos de <i>Quercus canariensis</i> y otras especies para uso mixto madera/leña/pastos (Nicolás de Benito Ontañón)	160
• Reducción de la intensidad de las podas en dehesas de encina (<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>) (Reyes Alejano Monge, Javier Vázquez Piqué, Raúl Tapias Martín)	162
• Regeneración de <i>Quercus ilex</i> en masas artificiales de <i>Pinus sylvestris</i> (Enrique Arrechea Veramendi)	164
• Ayuda a la regeneración natural de <i>Quercus canariensis</i> mediante acotados temporales al ganado (Nicolás de Benito Ontañón)	166
• Ayuda a la regeneración natural de <i>Quercus suber</i> y <i>Q. canariensis</i> bajo <i>Pinus radiata</i> mediante cortas de liberación (Nicolás de Benito Ontañón)	168
• Restauración de un alcornocal (<i>Quercus suber</i> L.) incendiado en la sierra de San Pedro (Enrique Cardillo Amo, Carlos Bernal Chacón, Manuel Encinas Barrado, Ramón Santiago Beltrán)	170

PRESENTACIÓN

En España, las masas forestales compuestas por *Quercus* mediterráneos ocupan más de 7 millones de hectáreas. Estos bosques presentan una gran importancia económica, social y ambiental. Al mismo tiempo, el conjunto de especies de *Quercus* constituyen el grupo más resistente y preparado para vivir en zonas de clima mediterráneo y de más amplia distribución potencial en la Península Ibérica. Por otro lado, se trata de especies idóneas para la función de acumuladores de carbono y la introducción de éste en un ciclo energético sostenible. Además, la capacidad de rebrote confiere a estos bosques una fuerte resiliencia ante perturbaciones (especialmente incendios), a diferencia de otras especies.

Tras siglos de aprovechamiento intenso, seguido en muchos casos de un abandono desde mediados del s. XX, estos sistemas forestales presentan en la actualidad unas características que ponen en peligro su propia persistencia, y por tanto su capacidad de generar bienes y servicios para la sociedad, que contrasta con el hecho de su gran inercia de expansión y densificación ligada al abandono de las actividades tradicionales y regenerados post incendios.

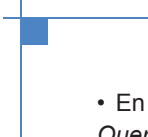
A este contexto, se suma un escenario de cambio global que incluye, entre otros componentes, un incremento previsible de las condiciones de aridez, muy especialmente en la vertiente mediterránea, y un nuevo escenario energético que muy previsiblemente conllevará de nuevo una demanda sobre la cubierta forestal.

La gestión para la adaptación al cambio global en estas especies será, sin duda, clave en las próximas décadas.

La presente publicación, elaborada en gran parte gracias a la Fundación Biodiversidad, tiene como objetivo establecer y poner a disposición de los diferentes agentes con responsabilidad en la gestión de los espacios forestales, como gestores de la Administración, propietarios de terrenos forestales, consultores, políticos, etc., un conjunto de medidas a integrar en la gestión de las formaciones de *Quercus* mediterráneos para mejorar su funcionalidad actual, su capacidad de adaptación al cambio climático y función como sumidero de carbono, y la conservación de sus valores naturales, sociales y productivos.

Estas medidas parten de la reunión y contraste de la información y experiencia actual, y pretende superar, en la medida de lo posible, el escenario de recomendaciones dispersas, fragmentarias y de diferente escala, que dificulta enormemente su aplicación real en la gestión. Se ha tratado de integrar al máximo el vasto conocimiento experto sobre la situación actual y gestión de estos bosques en nuestro país. Así, parte de los coautores participaron en la reunión inicial de expertos en que se fraguó el enfoque y alcance del trabajo. Esta participación ha continuado, en diversos modos, a lo largo del desarrollo de esta publicación. Desde estas líneas agradecemos sus aportaciones y colaboración.

Esta publicación consta de tres bloques temáticos, que a su vez se subdividen en un total de 8 capítulos. Los contenidos de estos bloques son los siguientes:



- En el Bloque I se revisa la situación actual y la importancia de las formaciones de *Quercus* mediterráneas en España. Se identifican y caracterizan los principales impactos previsibles del cambio global y se establece el enfoque general de la gestión forestal para la adaptación al cambio global de estas formaciones.

- En el Bloque II se exponen las principales medidas de gestión forestal que, a la luz del conocimiento actual, parecen más efectivas para la adaptación al cambio global de estas formaciones, así como la conservación de sus valores naturales. Se consideran dos escalas de implementación de estas medidas, rodal y monte o paisaje. Las medidas son de distinto tipo, aunque todas ellas son implementables desde los distintos ámbitos de la gestión forestal, ya sea en ejecución o planificación.

- En el Bloque III se recogen una serie de ejemplos aplicados que ilustran algunas de las medidas propuestas en el Bloque II. Se trata de casos que ya han sido aplicados en la actualidad, y por ello permiten valorar su efectividad, costes, técnicas empleadas, etc. de cara a su transferibilidad a otras situaciones similares.

Los autores

I. QUERCUS MEDITERRÁNEOS, CAMBIO GLOBAL Y GESTIÓN FORESTAL

1. INTRODUCCIÓN

1.1. EL CAMBIO GLOBAL

¿Qué es el cambio global?

Una de las primeras definiciones de cambio global lo describe como:

“Cambios 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”.

(The U.S. Global Change Research Act of 1990)

El cambio global está integrado por una serie de componentes, fuertemente interrelacionados, que en última instancia son atribuibles a la actividad humana. Entre estos componentes destacan (Vitousek, 1994; Vitousek *et al.*, 1997; Camarero *et al.*, 2004):

- Cambios climáticos: aumento de las temperaturas globales, variación en el patrón de precipitaciones, aumento de la variabilidad climática y episodios extremos.
- Cambios en la composición atmosférica y en los ciclos biogeoquímicos: aumento de la emisión de CO₂, incremento de la contaminación atmosférica (SO_x, NO_x, O₃, Hg), aumento de la deposición de nitrógeno y azufre, etc.
- Cambios en la gestión y usos del suelo: deforestación y roturación de bosques, fragmentación, abandono de tierras agrícolas, cambios en el régimen de cortas, gestión de incendios, etc.
- Cambios biogeográficos de distribución de muchos organismos: variaciones, contracciones o expansiones de las áreas de distribución (incluyendo extinciones), mayor proliferación de especies con carácter invasor.

De todos ellos, sin duda el cambio climático ha sido el aspecto más estudiado y el que más preocupación genera debido a la magnitud de sus posibles efectos.



Fotografía 1. El cambio global es el resultado de una combinación de cambios que en última instancia son atribuibles a la actividad humana y que previsiblemente afectará con intensidad a los sistemas forestales mediterráneos. Monte de El Pardo (Madrid).

¿Cómo afectará el cambio global a los sistemas forestales?

Desde su aparición hace unos 400 millones de años, los bosques han experimentado numerosos e intensos cambios climáticos debido a variaciones del eje de rotación terrestre, variaciones en la radiación solar, tectónica, orogenia, vulcanismo, glaciaciones y hasta colisiones ocasionales con asteroides. Los bosques han superado todos estos eventos variando su distribución, composición específica y estructura de acuerdo a los cambios ambientales. No obstante, el actual ritmo de cambio climático es el mayor de los últimos 10.000 años. Es cierto que en el pasado los bosques han superado cambios más rápidos, pero fue a costa de extinciones masivas. Por otra parte, el actual cambio climático se produce en un contexto de cambio global, en que los sistemas forestales se encuentran fuertemente alterados por el ser humano, bien por destrucción o degradación, fragmentación, incremento de especies invasoras, etc. (Noss, 2001).

Los efectos previsibles del cambio global sobre los sistemas forestales son muy variables dependiendo de la zona geográfica. A nivel mundial cabe destacar (IPCC, 2007a; Kirilenko y Sedjo, 2007; Fischlin *et al.*, 2009; Lucier *et al.*, 2009):

- Cambios en las áreas de distribución de las especies. Redistribuciones de bioma (e. g. expansión del bosque templado en el área boreal), extinciones, desaparición de determinados tipos de bosque (e. g. bosques de montaña en áreas tropicales y subtropicales).
- Cambios en la composición específica, estructura y funcionamiento de las biocenosis, afectando a la biodiversidad forestal.
- Cambios en los regímenes de perturbaciones: variación en la frecuencia e intensidad de fenómenos meteorológicos, fuego o perturbaciones bióticas (plagas y enfermedades).
- Cambios en la productividad forestal: aumento de la productividad en zonas donde actualmente el frío es la principal restricción y donde no habrá reducción de pluviosidad (e. g. bosque boreal). Descenso de la producción en zonas donde actualmente la disponibilidad hídrica es la principal restricción y donde habrá reducción de la pluviosidad (e. g. área mediterránea).
- Decaimiento del bosque en las áreas donde las condiciones climáticas empeoran, aún dentro del rango de tolerancia de las especies (e. g. Amazonia, Mediterráneo).

¿Cómo responderán los sistemas forestales?

Los sistemas forestales se adaptarán a las nuevas condiciones, como ya hicieron en el pasado, aunque ello implicará profundos cambios en la cubierta vegetal en cuanto a tipo, composición específica y estructuras.

No obstante, la sociedad es actualmente muy dependiente de las funciones (bienes y servicios) ofrecidos por los ecosistemas forestales tal como son ahora. El nivel de prestación de estas funciones puede verse seriamente amenazado según sean los cambios de la cubierta vegetal ante las nuevas condiciones.

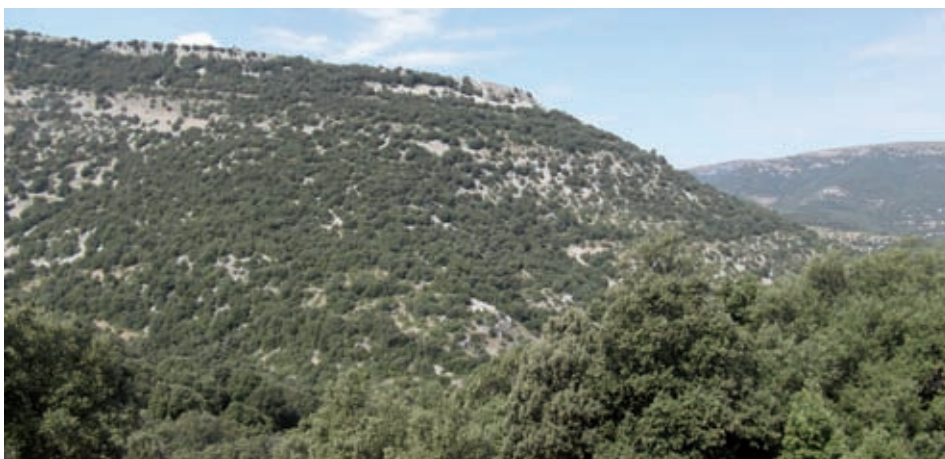
De ahí la importancia de **gestionar el cambio** para reducir los impactos negativos sobre las funciones que prestan nuestros bosques y que la adaptación de la sociedad a los nuevos escenarios pueda hacerse de la manera menos traumática posible.

¿Y los sistemas forestales mediterráneos?

Los sistemas forestales mediterráneos, situados en una zona de transición climática, se encuentran especialmente amenazados a causa del cambio global (IPCC, 2007a, b; EEA, 2008). Entre las principales amenazas destacan los decaimientos y mortalidad por estrés hídrico, incremento de incendios forestales, problemas de regeneración de los bosques y el incremento de problemas debidos a plagas y enfermedades (Regato, 2008; Serrada *et al.*, 2011).

Los efectos previsibles del cambio global son especialmente preocupantes en los bosques mediterráneos, debido a las siguientes razones (Palahí *et al.*, 2008):

- Juegan un papel clave en el bienestar de las sociedades mediterráneas, proporcionando productos de mercado (madera y leñas, pastos, corcho, frutos como el piñón o la castaña, caza, hongos, miel, etc.), y servicios no de mercado (conservación de la biodiversidad, protección del suelo, regulación hidrológica, entorno recreativo, etc.).
- Su conservación y manejo afecta a la disponibilidad de los recursos de suelo y agua; este último constituye un recurso estratégico clave para las sociedades mediterráneas.
- Constituyen un patrimonio natural único a escala mundial y representan una excepcional riqueza en términos de biodiversidad.
- Además del cambio climático, son muy vulnerables a factores relacionados con la actividades humanas: incendios forestales, cambios de uso del suelo, y sobreexplotación de los recursos, que conllevan degradación y desertificación.



Fotografía 2. Paisaje característico de monte mediterráneo dominado por *Quercus*. Encinar sobre calizas (*Hedero helioides-Quercetum rotundifoliae*). Catí (Castellón). Los efectos previsibles del cambio global son especialmente preocupantes en los bosques mediterráneos.

1.2. GESTIÓN FORESTAL Y CAMBIO GLOBAL

La gran mayoría de trabajos realizados hasta el presente se han centrado en la relación entre la gestión forestal y cambio climático, componente más destacado del cambio global. No obstante, sus conclusiones y propuestas son plenamente trasladables al cambio global en su conjunto.

Las dos estrategias principales de respuesta al cambio global son la **mitigación** y la **adaptación** (IPCC, 2007a). Numerosas prácticas de gestión forestal se alinean con estas dos estrategias (Figura 1).

La **mitigación** trata de reducir la magnitud del cambio, actuando sobre las principales causas (por ejemplo, fijando más carbono atmosférico). Entre las prácticas de gestión forestal centradas en la mitigación, pueden citarse (IPCC, 2007c):

- Prácticas destinadas a incrementar la superficie forestal: aforestaciones 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.

Por su parte, la **adaptación** trata de minimizar los impactos negativos del cambio sobre los sistemas forestales y sus funciones (por ejemplo, ayudando a que las transiciones sean menos traumáticas). Entre las prácticas de gestión forestal centradas en la adaptación se han propuesto, por ejemplo (Stephens *et al.*, 2010):

- Fomento de la heterogeneidad espacial en especies y estructuras para incrementar la resistencia y resiliencia a incendios y plagas.
- Tratamientos de prevención de incendios, incluyendo 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 las futuras condiciones climáticas.

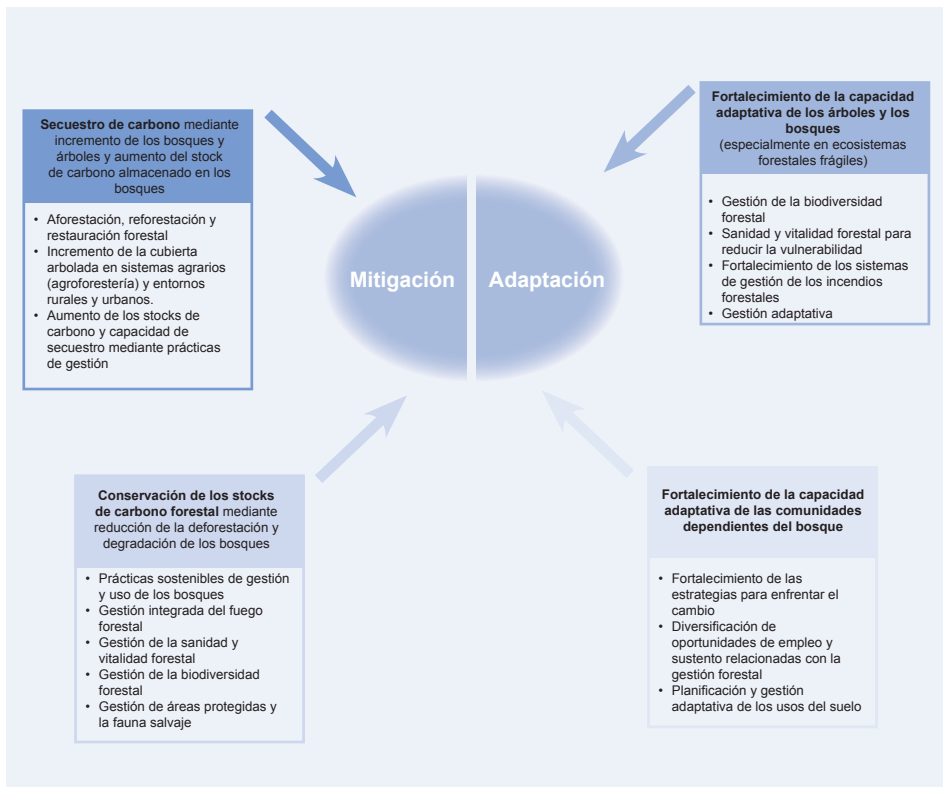


Figura 1. La mitigación y la adaptación son las dos estrategias principales de respuesta al cambio climático. Numerosas prácticas de gestión forestal se alinean con estas dos estrategias. Fuente: FAO, 2010.

Gestión forestal y cambio global: algunos conceptos clave

- **Gestión forestal:** proceso de planificación e implementación de las prácticas de administración y uso de los bosques y otras superficies forestales para lograr objetivos específicos ambientales, económicos, sociales y/o culturales (FAO, Global Forest Resources Assessment 2005).
- **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 (2ª Conferencia Pan-Europea de Protección de Bosques, Helsinki, 1993; incorporada en los mismos términos en la Ley de Montes de 2003). Concepto dinámico y en evolución que persigue mantener y reforzar los valores económicos, sociales y ambientales de todos los tipos de bosques, para el beneficio de las generaciones presentes y futuras (UN Resolution 62/98).
- **Gestión adaptativa:** enfoque de gestión de los recursos naturales inicialmente propuesto por Holling (1978) que, aplicado a la gestión forestal, se define como un enfoque dinámico de la gestión en la que los efectos de tratamientos y decisiones son continuamente monitoreados y se utilizan, junto con los resultados de la investigación, para modificar la gestión de forma continua y así asegurar que los objetivos se están cumpliendo (Helms, 1998). El enfoque adaptativo queda implícito en la Gestión Forestal Sostenible, ya que ésta asegura un cambio en la gestión según varían las condiciones (CPF, 2008).
- **Mitigación:** intervención para reducir las causas antropogénicas de los cambios en el sistema climático; incluye estrategias para reducir las fuentes y emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar los sumideros (IPCC, 2007a).
- **Adaptación** (IPCC, 2007a): ajuste de los sistemas naturales o humanos en respuesta a estímulos climáticos reales o previstos o a sus efectos, que modera el daño o aprovecha las oportunidades beneficiosas. Se pueden distinguir varios tipos de adaptación, incluida la adaptación anticipatoria, autónoma y planificada:
 - **Adaptación anticipatoria:** adaptación que tiene lugar antes de que los impactos del cambio climático se observen. También se conoce como “adaptación proactiva”.
 - **Adaptación autónoma:** adaptación que no constituye una respuesta consciente a estímulos climáticos, sino que se desencadena por cambios ecológicos en los sistemas naturales y/o por cambios del mercado o el bienestar en los sistemas humanos. También se conoce como “adaptación espontánea”.
 - **Adaptación planificada:** adaptación que resulta de una decisión política deliberada, basada en la consciencia de que las condiciones han cambiado o están a punto de cambiar y que la acción es necesaria para mantener o volver a alcanzar un estado deseado.

Las estrategias de adaptación incluyen uno o varios de los siguientes componentes: resistencia, resiliencia y respuesta o reajuste (Millar *et al.*, 2007; Stephens *et al.*, 2010):

- **Resistencia:** capacidad de un organismo, población, comunidad o ecosistema para soportar perturbaciones sin una pérdida significativa de la estructura o función. Desde una perspectiva de gestión, la resistencia incluye: 1) el concepto de aprovechar y potenciar el grado inherente (biológico) en que las especies son capaces de resistir el cambio, y 2) la manipulación del ambiente físico para contrarrestar y resistir el cambio físico y biológico (CCSP, 2008).
- **Resiliencia:** capacidad de un sistema social o ecológico para absorber perturbaciones, manteniendo la misma estructura básica y las formas de funcionamiento, la capacidad de auto-organización y la capacidad de adaptarse al estrés y cambio (IPCC, 2007a).
- **Respuesta y reajuste:** estrategias que facilitan la transición. Las estrategias de **respuesta** trabajan directamente con los cambios causados por el cambio climático y facilitan la transición a los estados futuros, mitigando y minimizando los efectos perjudiciales e indeseados y al mismo tiempo manteniendo las funciones esenciales. Las estrategias de **reajuste** utilizan técnicas de restauración que priorizan la persistencia de los procesos y funciones del ecosistema a pesar de los cambios, asumiendo modificaciones en los objetivos y condiciones de referencia de los ecosistemas (que pueden o no coincidir con las condiciones históricas, previas a la alteración actual) (CCSP, 2008; Peterson *et al.*, 2011).

Mitigación y adaptación son igualmente importantes y, de ser posible, deben llevarse a cabo simultáneamente. Dado el potencial del cambio climático para reducir la capacidad de secuestro de carbono de los bosques, la mitigación sólo tendrá éxito si se toman las medidas adecuadas de adaptación (CPF, 2008). Por otra parte, pueden existir incompatibilidades entre los objetivos de ambas estrategias: por ejemplo, maximizar el carbono secuestrado en una masa forestal muy densa (mitigación) reduce su complejidad estructural y de composición de especies, reduciendo las capacidades de adaptación (D'Amato *et al.*, 2011).

Por tanto, la adaptación debe ser la estrategia prioritaria en una gestión forestal que considere el cambio climático. Los principios de la **Gestión Forestal Sostenible** se pueden aplicar para mejorar la capacidad de adaptación de los bosques al cambio global, incrementando su **resistencia** (reduciendo la exposición y la sensibilidad y, por lo tanto, su vulnerabilidad), su **resiliencia** (absorber las perturbaciones manteniendo sus funciones) o favoreciendo una transición lo menos traumática posible a las nuevas condiciones mediante acciones de **respuesta y reajuste**.

Pese a la importancia de esta estrategia, el conocimiento relacionado con las propuestas de adaptación es mucho menor que en el caso de la mitigación (Serrada *et al.*, 2011)

1.3. LAS FORMACIONES DE QUERCUS MEDITERRÁNEOS EN ESPAÑA

1.3.1. Especies y distribución

Para el ámbito de la presente obra, se ha agrupado bajo la denominación de “*Quercus* mediterráneos” a un grupo de especies del género *Quercus* que, en nuestro país, presentan la mayor parte de su área de distribución en la Región mediterránea.

Se trata en concreto de dos especies esclerófilas, la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota* y *Quercus ilex* subsp. *ilex*) y el alcornoque (*Quercus suber*), y otras cuatro caducifolias marcescentes, el quejigo (*Quercus faginea* subsp. *faginea* y *Quercus faginea* subsp. *broteroi*), el melojo (*Quercus pyrenaica*), el roble pubescente (*Quercus pubescens*) y el quejigo andaluz (*Quercus canariensis*).

En España, según datos del Mapa Forestal de España (MFE50) (DGCN, 2001) estas especies son dominantes en alrededor de 7,3 millones de ha de formaciones forestales arboladas (incluyendo las dehesas). Esto supone cerca del 40 % de la superficie arbolada del país. Constituyen el grupo de especies que ocupa mayor superficie en España, por delante del grupo de las coníferas (6,8 Mha, ~35 % de la superficie forestal arbolada). Son las formaciones que mayor superficie arbolada presentan en la vertiente mediterránea.

Además, cabe resaltar que muchas superficies forestales consideradas desarboladas, están cubiertas por formaciones bajas, matorralizadas, de estas mismas especies. En muchos casos se trata de formaciones muy degradadas debido a siglos de intensa explotación y prácticas inadecuadas.

La Figura 2 muestra la superficie, área de distribución y aspecto de los bosques dominados por estas especies.

Especie	Superficie arbolada (ha)
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp.	4.800.000
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i>	150.000
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	1.070.000
<i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>faginea</i>	570.000
<i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>broteroi</i> (Per. Cout.) A. Cam.	95.000
<i>Quercus suber</i> L.	495.000
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	77.000
<i>Quercus canariensis</i> Willd.	7.000

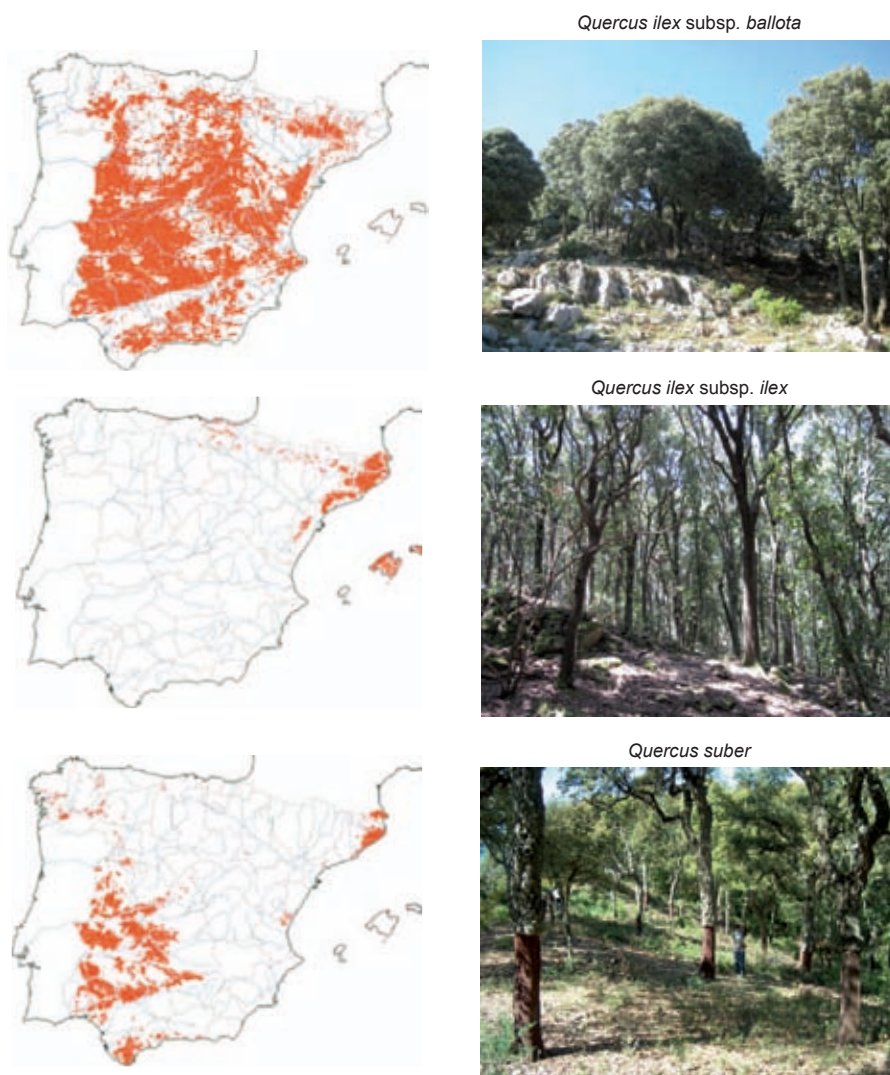


Figura 2. Superficie aproximada, distribución y aspecto de los bosques de *Quercus* mediterráneos considerados en el presente trabajo. Mapas de distribución procedentes de Ruiz de la Torre (2006).



Quercus faginea (subsp. *faginea* y *broteroi*)



Quercus pyrenaica



Quercus pubescens



Quercus canariensis



Figura 2. (continuación).

1.3.2. Tipos de formaciones

En el ámbito español, las formaciones dominadas por estas especies son muy diversas según su composición específica, origen y estructura. Ello es debido a la gran variedad de condiciones ecológicas en que se asientan y a las numerosas modalidades de manejo que el ser humano ha aplicado desde antiguo.

Así, atendiendo a su **composición específica**, encontramos masas puras, aquellas en que una especie representa más del 90% de la densidad o del área basimétrica (Madrigal, 1994), y masas mixtas, cuando en la composición específica de una masa figuran dos o más especies. Las masas mixtas pueden estar compuestas por diferentes especies de *Quercus* (e. g. masas mixtas de encina y alcornoque) o de *Quercus* con otros géneros, ya sean coníferas u otras frondosas (e. g. encina con pino carrasco). La composición específica en las masas mixtas puede permanecer más o menos estable en el tiempo, o existir dinámicas de cambio de especies a medio y largo plazo, atendiendo a la ecología e interacciones de las especies presentes, la acción humana, etc.



Fotografía 3. Formación mixta de encina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*) y roble pubescente (*Quercus pubescens*). Bosc de Poblet (Tarragona).

Por otra parte, **atendiendo al origen de los pies**, podemos diferenciar entre formaciones de monte alto (masa arbórea compuesta por pies cuyo origen es una semilla, denominados *brinzales*) y de monte bajo (masa arbórea compuesta por pies cuyo origen es un brote de cepa o raíz, denominados *chirpiales*). En la realidad, es frecuente encontrar chirpiales en una masa de monte alto y brinzales en un monte bajo, aplicándose uno u otro apelativo según el tipo mayoritario de pies. Si las proporciones se encuentran más o menos equilibradas, hablaríamos de monte medio.

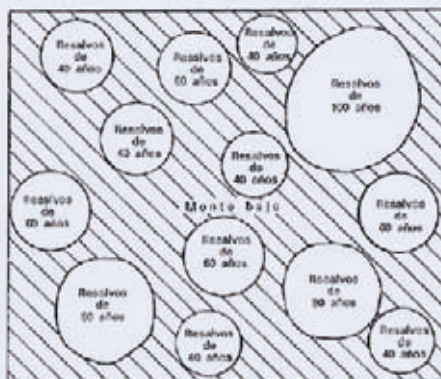
El monte bajo puede presentar diferentes variantes en función de la gestión aplicada. Así, encontramos tipos como el monte bajo regular, el monte bajo irregular, el monte medio regular (o monte bajo resalveado), y el monte medio irregular cuando un monte bajo de *Quercus* se combina con un número importante de pies de semilla (normalmente de otras especies), y de varias clases de edad.

En la Península Ibérica la forma de monte alto predomina en las formaciones dominadas por alcornoque (a excepción probablemente de los alcornocales del NE) y en las dehesas

ya sean de alcornoque, encina o robles. Por otra parte, la totalidad de las formaciones que han sido aprovechadas preferentemente para leñas son montes bajos o medios.

Los diversos tipos de monte bajo de *Quercus* (a partir de Serrada, 2011)

- **El monte bajo regular:** Masa arbórea compuesta por pies cuyo origen es un brote de cepa o de raíz, y donde todos sus pies presentan la misma clase de edad. Acostumbra a proceder de una corta a matarrasa y se mantiene con la aplicación periódica de este tipo de cortas en general sin tratamientos intermedios de mejora (resalveos) (Francés: taillis simple). Con los años, y la realización de resaleos de conversión, pueden evolucionar hacia un fustal sobre cepa cuando supera el diámetro medio normal de 20 cm (Francés: futaie-sur-souche) que, si se regenera por semilla, dará lugar a un monte alto regular.
- **El monte bajo irregular:** Sistema aplicado fundamentalmente en los encinares de *Quercus ilex* subsp. *ilex* del Noreste peninsular (provincias de Barcelona y Girona). en que se mantiene una estratificación vertical de la masa en tres colectivos o estratos que corresponden a tres generaciones de encinas resaleadas durante tres rotaciones consecutivas. Prácticamente todos los pies provienen de cepas en las que desde la primera intervención se deja sólo un resalvo: el más vital. Así pues, la irregularidad no se da dentro de una misma cepa, sino que es resultado de la mezcla pie a pie de cepas vecinas (González y Ibarz, 1998).
- **El monte medio regular (=monte bajo resaleado o monte bajo con resaleos):** Masa forestal compuesta por dos estratos, uno inferior de chirpiales coetáneos que pueden cubrir todo el suelo, llamado *sarda*; otro superior formado por chirpiales, de varias clases de edad, que cubre la mitad de la superficie, que se estructura según un plan de resaleo, y que se denomina *resalvia*. (Francés: taillis-sous-futaie)



Monte medio regular. Adaptado de Hawley y Smith (1982) en Serrada (2011).

- **El monte medio irregular.** Masa forestal compuesta por dos estratos, uno inferior de chirpiales coetáneos que pueden cubrir todo el suelo, llamado *sarda*; otro superior formado por brinzales o de monte alto, de estructura irregular, que cubre aproximadamente la mitad de la superficie. Lo más frecuente es que el estrato inferior sea una quercínea tratada por cortas a matarrasa y el superior de una especie diferente (González, 2005), generalmente una conífera (pino silvestre, laricio, carrasco, piñonero o incluso sabinas).

En cuanto a su **estructura**, ésta se halla ligada al origen y la gestión de estas masas, aspecto comentado en los párrafos anteriores. Cuando la cubierta no es defectiva, las estructuras de las formaciones de *Quercus* tienden a conformar un dosel de copas

monoestratificado (Fotografía 4 y 5), situaciones más comunes en las masas densas españolas. No obstante, este dosel puede mantenerse multiestratificado mediante la gestión (monte alto irregular, monte bajo irregular, monte medio regular o irregular). Los montes con cubiertas defectivas presentan estructuras más variadas, dependientes en muchos casos del aprovechamiento actual (pastoreadas o no) y el nivel de degradación.



Fotografía 4. Monte alto de *Quercus suber*. Parque Natural de Los Alcornocales. Cortes de la Frontera (Málaga).



Fotografía 5. Interior de un monte bajo de *Quercus ilex subsp. ilex*, 50 años después de la última corta a matarrasa. Parque Natural del Montseny (Barcelona).

Las **dehesas** constituyen un claro ejemplo de paisaje natural modelado por la actividad humana. El aprovechamiento principal de la dehesa es la ganadería extensiva. Por tanto se configura una masa abierta, con fracciones de cabida cubierta alrededor del 40-50% (frecuentemente más bajas) con la encina o el alcornoque como especies dominantes. Se trata casi exclusivamente de monte alto, y pueden ser puras o mixtas, aunque generalmente domina el primer tipo. Las formaciones adehesadas de *Quercus* ocupan en España alrededor de 2.400.000 ha, principalmente en el sur y este del país.



Fotografía 6. Las dehesas son formaciones de baja espesura con función preferente pastoral. Valle de Alcudia (Ciudad Real).

Finalmente, es necesario citar las **formaciones degradadas** de estas especies, por la importante extensión que ocupan en nuestro país. Se trata de formaciones de muy bajo porte, matorralizadas y frecuentemente muy abiertas debido a siglos de aprovechamiento intensivo para la obtención de leñas y carbón, pastos (con uso frecuente de fuego) y roturaciones. En muchos casos, al cesar esta presión se observa una clara evolución hacia mayores portes y cobertura. No obstante, y pese a la enorme capacidad de recuperación de estas especies, en aquellas localizaciones de condiciones ecológicas más restrictivas este tipo de formación puede perpetuarse en el tiempo.



Fotografía 7. Monte bajo degradado de rebollo. La altura escasamente supera los dos metros y son frecuentes los puntisecados. En este caso confluyen un suelo esqueletico y un tratamiento inadecuado. Las Merindades (Burgos).

1.3.3. Importancia de las formaciones dominadas por *Quercus mediterráneos*

Estas formaciones han sido aprovechadas intensamente a lo largo de la historia. Los diversos productos obtenidos en el pasado van desde las bellotas para consumo humano (con testimonios que datan del mesolítico y neolítico), madera (de gran importancia en la construcción naval, carretería y elaboración de herramientas agrícolas), leñas y carbón (como combustibles domésticos y especialmente en la industria metalúrgica), corcho, obtención de curtientes a partir de la corteza (casquizales), pastos y montanera para la ganadería, trufas y hongos, etc. En muchos casos, el secular e intenso aprovechamiento ha dado lugar a un fuerte deterioro de estas formaciones.



Fotografía 8. El corcho ha sido y es un uso tradicional de las masas de *Quercus suber*. Descorche en Jimena de la Frontera (Cádiz).

En la actualidad, algunos de los productos anteriores han caído en desuso. No obstante, las formaciones dominadas por *Quercus mediterráneos* en España presentan una serie de características que las hacen especialmente importantes para nuestra sociedad:

- Son **formaciones marcadamente multifuncionales**, es decir, son capaces de prestar simultáneamente diferentes funciones (económicas, ambientales y sociales) a un elevado nivel, aún asumiendo una como preferente.
- Poseen un elevado **potencial de generación de productos de mercado** (productos leñosos, corcho, hongos, pastos, miel, etc.):
 - En cuanto a la madera, este grupo de especies acumula actualmente alrededor de 140 millones de m³, con un incremento anual superior a los 3,6 millones de m³ (Tabla 1). Desde el año 1975 las existencias han aumentado notablemente entre un mínimo del 63% (*Quercus suber*) y un máximo del 227% (*Quercus pyrenaica*) (SECF, 2011).
 - La producción aprovechada de corcho, a pesar de una elevada variación interanual, oscila alrededor de los 60.000 t anuales (SECF, 2011). España es el segundo país del mundo en superficie de alcomocales naturales y en producción de corcho, solamente superado por Portugal.
 - Se realiza aprovechamiento de pastos y montanera en 2.400.000 ha de dehesas.
 - Entre otros productos forestales cabe destacar las trufas (con aprovechamientos alrededor de 10.000 Kg/año) (SECF, 2011), la miel (especialmente los mielatos de encina o alcornoque) o la caza.

- Prestan **importantes servicios de no mercado** (regulación hidrológica y lucha contra la erosión, secuestro de carbono, paisaje, reservorio de biodiversidad, etc.)
 - La regulación hidrológica y de atenuación de la erosión es una función ambiental especialmente importante que prestan los bosques de *Quercus*. Debe destacarse que en muchos casos estas especies recubren terrenos de elevada aridez y suelos limitantes, y además su capacidad de rebrote tras perturbaciones permite recuperar en poco tiempo su función protectora.
 - Por otra parte, se estima que estas especies acumulaban en 1996 un total de más de 450 Mt de CO₂ secuestrado, con una tasa de fijación neta anual de cerca de 18 Mt de CO₂ (Montero *et al.*, 2005) (Tabla 1), cifras que pueden ser superiores en la actualidad (SECF, 2011).
 - Los bosques de *Quercus* constituyen un elemento característico y enriquecedor del paisaje de la Península Ibérica, aprovechado indirectamente mediante actividades de ocio, como la caza o el ecoturismo.

Tabla 1. Existencias de madera e incrementos anuales (SECF, 2011), carbono fijado y tasa anual de fijación (Montero *et al.*, 2005) para las distintas especies de *Quercus* consideradas.

Especie	Madera (m ³ x 1000)	Inc. anual (m ³ x 1000)	CO ₂ fijado (t x 1000)	Inc. anual de CO ₂ fijado (t x 1000)
<i>Quercus ilex</i> L.	62.024	1.444	322.519	13.459
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd. / <i>Quercus pubescens</i> Willd.	46.784	1.474	66.656	2.256
<i>Quercus faginea</i> Lam. / <i>Quercus canariensis</i> Willd.	14.454	427	33.139	1.050
<i>Quercus suber</i> L.	14.818	286	34.312	1.031
TOTAL	138.082	3.631	456.627	17.796



Fotografía 9. Las leñas y el carbón son los productos madereros clásicos de los *Quercus* mediterráneos.



Fotografía 10. Las bellotas son la base de muchos productos y funciones de las formaciones de *Quercus* mediterráneos: ganado, caza, biodiversidad. Las trufas (*Tuber melanosporum*) constituyen una producción micológica de elevado valor económico específicamente ligada a los *Quercus* mediterráneos.

- Albergan numerosos **valores naturales y son especialmente importantes como hábitat**. Los sistemas forestales dominados por las especies de *Quercus* mediterráneos se cuentan entre los más ricos en especies y hábitats protegidos, constituyendo un importante reservorio de biodiversidad.

Todos ellos se consideran ecosistemas de interés comunitario (Anexo I de la Directiva Hábitats, 92/43/CEE):

- 9340 Bosques de *Quercus ilex*
- 9330 Alcornocales de *Quercus suber*
- 9230 Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*
- 9240 Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*
- 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.

Quercus faginea Lam. y *Quercus pyrenaica* Willd. son endemismos de la Península Ibérica y NW de África.

Por otra parte, numerosas especies de flora y fauna típicamente asociadas a los bosques de estas especies se encuentran recogidas los anexos II, IV y V de la Directiva 92/43/CEE, en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE) y en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas).

Como ejemplos de especies emblemáticas que se encuentran clasificadas como “vulnerables” o “en peligro de extinción” pueden citarse el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el lince ibérico (*Lynx pardinus*), el buitre negro (*Aegypius monachus*) (Fotografía 11) o la cigüeña negra (*Ciconia nigra*). Un caso concreto de la importancia como hábitat de estas formaciones lo representan las formaciones adhesadas, claves para el mantenimiento de poblaciones de algunos grandes herbívoros, carnívoros y carroñeros.



Fotografía 11. Las formaciones de *Quercus* mediterráneas albergan fauna de gran interés. Buitre negro (*Aegypius monachus*).

Por otra parte, son formaciones de una gran biodiversidad vegetal. Un caso concreto de alta diversidad de endemismos y elevada riqueza de especies con singularidad taxonómica lo representan los bosques de quejigo andaluz (*Quercus canariensis*) del sur de la Península Ibérica (Ojeda *et al.*, 1995 y 2000; en Díaz *et al.* 2009) (Fotografía 12).



Fotografía 12. Rodal de bosque maduro de *Quercus canariensis*. Parque Natural de Los Alcornocales. Cortes de la Frontera (Málaga),

1.3.4. Situación actual. Retos ante el cambio global.

Debido al intenso aprovechamiento al que han estado sometidos durante siglos, y tras el abandono generalizado desde mediados del s. XX, estos sistemas forestales presentan en la actualidad unas características que comprometen su propia persistencia y capacidad de generar bienes y servicios.

- Deficiencias selvícolas: cubiertas defectivas, exceso de densidad, envejecimiento, escasa vitalidad, falta de renovación genética, estructuras de alta vulnerabilidad al fuego forestal, etc.
- Deficiencias como hábitat: simplificación estructural y de composición específica.

En cuanto a **los montes bajos** los principales problemas actuales derivan de su degradación generalizada debido al aprovechamiento intensivo secular para la obtención de leñas, carboneo y pastos. Por otra parte, tras el abandono desde mediados del s. XX de esta forma de manejo, asistimos a problemas de exceso de densidad, con falta de vitalidad generalizada y escasa producción de semilla debido a la elevadísima competencia entre pies.

En el caso de **las dehesas**, las actuales proceden del final del periodo de reconversión o de la “época dorada de las dehesas” (s. XIX), y por tanto están envejecidas y aclaradas, con graves problemas de regeneración. El síndrome de la seca, debido a una multiplicidad de factores, está acabando de manera alarmante con el arbolado de muchas dehesas, mientras los grandes incendios forestales también están afectando a terrenos adehesados, especialmente aquellos con menos presión ganadera y un estrato arbustivo en recuperación (Torres, 2012). Actualmente la mayor parte de las dehesas presentan todos o varios de los siguientes problemas (Navarro, 2012): un envejecimiento generalizado del arbolado, una ausencia casi total de regeneración debido al sobrepastoreo o al cultivo, árboles con daños parciales o heridas producto de malas prácticas culturales, acumulación de biomasa por falta de cuidados culturales o por abandono, y, finalmente, un arbolado cuya conformación está adaptada a los usos de la dehesa y no al abandono.

Por otra parte, las formaciones de *Quercus* mediterráneos presentan actualmente una **gran inercia de expansión** ligada a abandono de las actividades tradicionales (principalmente agricultura y pastoreo extensivo) y regenerados post incendios, que se verifica en un aumento marcado de superficies y existencias entre el IFN2 e IFN3 (Fotografía 14).



Fotografía 13. Principales problemas actuales de las formaciones de *Quercus* mediterráneos. Arriba, montes bajos con densidades excesivas (izquierda) y elevada vulnerabilidad a los incendios forestales (derecha). Abajo, degradación de la dehesa a causa del exceso de carga ganadera y las roturaciones, que conducen a la ausencia de regeneración y la erosión del suelo (izquierda) y mortalidad debida a la “seca” (derecha).



Fotografía 14. Quejigar (*Quercus faginea* subsp. *faginea*) con enebro procedente de recolonización reciente sobre cultivos y pastos abandonados, Guadalupe de la Sierra (Madrid).

Actualmente los bosques españoles se enfrentan a un escenario de cambio global. Los cambios climáticos previstos apuntan a una menor precipitación y aumento de las temperaturas, mientras el agotamiento de modelo energético previsiblemente conllevará de nuevo una presión sobre la cubierta forestal.

En este contexto, las formaciones dominadas por *Quercus* pueden jugar un papel estratégico en la adaptación al cambio global. Además de la importancia señalada en el apartado 1.3.3, constituyen un grupo resistente y adaptado para vivir en zonas de clima mediterráneo, con una amplia distribución potencial en la Península Ibérica.

Por otro lado, presentan un gran potencial como sumidero de carbono en medios mediterráneos de evidentes restricciones ecológicas (precipitación y suelo). La elevada densidad física de su madera y el hecho de ser especies con mayor proporción de biomasa subterránea respecto al grupo de coníferas con que comparten estación, las hace idóneas para la función de acumuladores de carbono y la introducción de éste en un ciclo energético sostenible. Es muy probable que estas masas recobren un importante papel como fuente de energía (que ya tuvieron en el pasado).

Finalmente, la capacidad de rebrote confiere a estos bosques una fuerte resiliencia ante perturbaciones (especialmente incendios), y la tendencia a conformar estructuras monoestratificadas o abiertas puede ser aprovechada y potenciada para reducir la vulnerabilidad de la cubierta forestal a los incendios.

Serán, sin duda, **especies clave en la gestión forestal de las próximas décadas**. De ahí la importancia de incorporar en la gestión de estas formaciones medidas de adaptación al cambio global y elementos concretos de buenas prácticas forestales que posibiliten la conservación, mejora y expansión de los bosques de *Quercus* en el contexto de cambio, así como el mantenimiento de las funciones ambientales, económicas y sociales que prestan.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Camarero, J. J.; Lloret, F.; Corcuera, L.; Peñuelas, J.; Gil-Pelegrin, E. 2004. "Cambio global y decaimiento del bosque". En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A. Madrid, p. 397-423.
- CCSP, 2008: *Preliminary review of adaptation options for climate-sensitive ecosystems and resources. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research*. [Julius, S. H., J. M. West (eds.), J. S. Baron, B. Griffith, L. A. Joyce, P. Kareiva, B. D. Keller, M. A. Palmer, C. H. Peterson, and J. M. Scott (Authors)]. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. 873 p.
- CPF. 2008. *Strategic framework for forests and climate change: a proposal by the Collaborative Partnership on Forests for a coordinated forest-sector response to climate change*. Collaborative Partnership on Forests (CPF). 57 p.
- D'Amato, A. W.; Bradford, J. B.; Fraver, S.; Palik, B. J. 2011. "Forest management for mitigation and adaptation to climate change: Insights from long-term silviculture experiments". *Forest Ecology and Management*, 262 (5): 803-816.
- DGCN. 2001. *Mapa Forestal de España. Escala 1:50.000. Catalunya*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Díaz, M.; Pulido, F. J.; Pausas, J. D. 2009. "9330 Alcornocales de *Quercus suber*". En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 58 p.
- EEA. 2008. *Impacts of Europe's changing climate - 2008. An indicator-based assessment (EEA Report No 4/2008)*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 246 p.
- FAO. 2010. *Managing forests for climate change*. FAO, Roma. 20 p.
- Fischlin, A.; Ayres, M.; Karnosky, D.; Kellomäki, S.; Louman, B.; Ong, C.; Plattner, G. K.; Santoso, H.; Thompson, I. 2009. "Future environmental impacts and vulnerabilities". En: Seppälä, R.; Buck, A.; Katila, P. (eds.). *Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report*. IUFRO World Series. Helsinki, p. 53-100.
- González, J. M. 2005. *Introducción a la Silvicultura General*. Universidad de León, León. 309 p.
- González, J. M.; Ibarz, P. 1998. "Monte bajo irregular de encina: caracterización selvícola". *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 7: 95-108.
- Helms, J. A. 1998. *The dictionary of forestry*. The Society of American Foresters, Bethesda, MD. 210 p.
- Holling, C. S. (Ed.). 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley and Sons, New Cork, UK. 377 p.
- IPCC. 2007a. *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, United Kingdom and New York, NY, USA. 986 p.
- IPCC. 2007b. *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. 996 p.
- IPCC. 2007c. *Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 890 p.
- Kirilenko, A. P.; Sedjo, R. A. 2007. "Climate change impacts on forestry". *PNAS*, 104 (50): 19697-19702.
- Lucier, A.; Ayres, M.; Karnosky, D.; Thompson, D. 2009. "Forest responses and vulnerabilities to recent climate change". En: Seppälä, R.; Buck, A.; Katila, P. (eds.). *Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report*. IUFRO World Series. Helsinki, p. 29-52.
- Madrigal, A. 1994. *Ordenación de Montes Arbolados*. ICONA, Madrid. 375 p.
- Millar, C. I.; Stephenson, N. L.; Stephens, S. L. 2007. "Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty". *Ecological Applications*, 17 (8): 2145-2151.
- Montero, G.; Ruíz-Peinado, R.; Muñoz, M. 2005. *Producción de biomasa y fijación por los bosques españoles*. Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid. 269 p.
- Navarro, R. 2012. "Situación actual". En: Alejano, R.; Domingo, J. M.; Fernández, M. (eds.). *Manual para la gestión sostenible de las dehesas andaluzas*. Foro para la defensa y conservación de la dehesa "Encinal" y Universidad de Huelva. Huelva, p. 62-68.

Noss, R. F. 2001. "Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change". *Conservation Biology*, 15 (3): 578-590.

Palahí, M.; Mavsar, R.; Gracia, C.; Birot, Y. 2008. "Mediterranean forests under focus". *International Forestry Review*, 10 (4): 676-689.

Peterson, D. L.; Millar, C. I.; Joyce, L. A.; Furniss, M. J.; Halofsky, J. E.; Neilson, R. P.; Morelli, T. L. 2011. *Responding to Climate Change in National Forests: A Guidebook for Developing Adaptation Options*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 118 p.

Regato, P. 2008. *Adaptación al cambio global. Los bosques mediterráneos*. UICN Centro de Cooperación del Mediterráneo, Málaga, España. 254 p.

Ruiz de la Torre, J. 2006. *Flora mayor*. Organismo autónomo parques nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 1756 p.

SECF. 2011. *Situación de los bosques y del sector forestal en España*. SECF, Madrid. 302 p.

Serrada, R. 2011. *Apuntes de selvicultura*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid. 502 p + CD.

Serrada, R.; Aroca, M. J.; 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, Madrid. 128 p.

Stephens, S. L.; Millar, C. I.; Collins, B. M. 2010. "Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates". *Environmental Research Letters*, 5: 1-9.

Torres, E. 2012. "Historia de las dehesas". En: Alejano, R.; Domingo, J. M.; Fernández, M. (eds.). *Manual para la gestión sostenible de las dehesas andaluzas*. Foro para la defensa y conservación de la dehesa "Encinal" y Universidad de Huelva. Huelva, p. 52-61.

Vitousek, P. M. 1994. "Beyond global change: ecology and global change". *Ecology*, 75 (7): 1861-1877.

Vitousek, P. M.; D'Antonio, C. M.; Loope, L. L.; Rejmánek, M.; Westbrook, R. 1997. "Introduced species: a significant component of human-caused global change". *New Zealand Journal of Ecology*, 21 (1): 1-16.

2. EL CAMBIO GLOBAL: IMPACTOS PROBABLES SOBRE LAS FORMACIONES DE QUERCUS Y GESTIÓN PARA LA ADAPTACIÓN

2.1. COMPONENTES DEL CAMBIO GLOBAL

El cambio global obedece a la combinación de dos grandes grupos de componentes: cambio climático y cambios socio-económicos.

2.1.1. El cambio climático

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), define 'cambio climático' 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*" (IPCC, 2007a).

En los últimos años se ha generado un enorme cuerpo de conocimiento sobre las manifestaciones previsibles del cambio climático. A escala global y regional, este conocimiento se reúne y actualiza exhaustivamente en las diferentes evaluaciones periódicas del Panel Intergubernamental para Cambio Climático (IPCC), la cuarta de ellas en el año 2007.

A continuación se resumen las **principales manifestaciones del cambio climático** previstas para el área del mediterráneo occidental partir de esta evaluación y de algunos estudios posteriores:

Reducción de la pluviometría y aumento de las sequías

En la Península Ibérica la precipitación media anual tenderá a la baja. Se prevé una reducción de los días de precipitación y un incremento de las rachas de días sin lluvia, dando lugar a una mayor frecuencia de períodos de sequía. La mayoría de modelos indican que, dentro de unos 80 años, la precipitación media anual será entre un 10 y un 30% menor que la actual, con un marcada reducción de la precipitación en verano (descenso entre el 20 y el 50%). Respecto a la precipitación invernal, existe todavía incertidumbre sobre el sentido del cambio, con algunos estudios que indican un incremento de precipitación y otros una reducción.

Las simulaciones realizadas hasta el momento son consistentes a escala geográfica amplia, pero los modelos no se ponen de acuerdo en la magnitud y detalles geográficos de la variación (Figura 3). Además, en el caso de la Península Ibérica la variación de la precipitación se verá muy influenciada a pequeña escala por factores topográficos locales. A pesar de las considerables incertidumbres sobre los cambios en las precipitaciones, en el ámbito mediterráneo de la Península Ibérica se ha constatado una reducción global de las mismas durante las últimas 5 décadas (De Luis *et al.*, 2009).

Incremento de las temperaturas

A escala europea, se prevé un incremento de temperaturas medias superior a la media global mundial. En el área mediterránea el incremento de temperatura media anual será mayor en verano (Figura 3).

Además, este incremento será más marcado en las temperaturas máximas estivales. Así, la variabilidad intra-anual e intra-diaria de las temperaturas aumentará en verano, con un incremento en la variación diaria debido a un aumento de las temperaturas máximas. En invierno, el incremento de temperaturas será más moderado y la variabilidad intra-anual e intra-día menor. Se reducirá el número de días de helada.

Los días y noches fríos serán más templados y más escasos, mientras los días y noches cálidos serán más calurosos y más frecuentes.

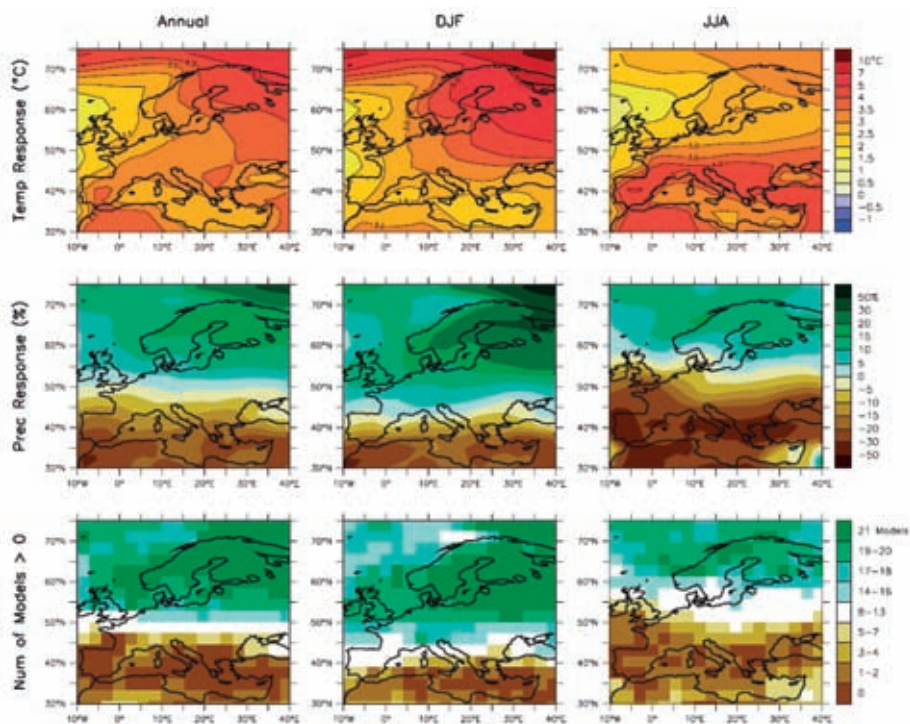


Figura 3. Cambios de temperatura y precipitación en Europa (simulaciones del MMD-A1B). En la fila superior, media de los resultados de 21 modelos para los cambios de la temperatura media anual (Annual), invernal (DJF) y estival (JJA) entre 1980-1999 y 2080-2999; en la fila central, idem para la variación de la precipitación media, estival e invernal. La fila inferior muestra el nº de modelos (de un total de 21) que predicen un incremento de la precipitación (Fuente: IPCC, 2007b).

Incremento de los eventos extremos

Los principales efectos del cambio climático en cuanto a eventos extremos son:

- Aumento de la frecuencia, intensidad y duración de episodios de temperaturas altas (olas de calor).
- Aumento de frecuencia de episodios de sequías fuertes (períodos de muy baja precipitación y largas rachas de días sin lluvia), especialmente en verano.
- Aumento de la frecuencia de episodios de precipitaciones de gran intensidad o persistentes. Pese a la incertidumbre en la previsión de cambios en las precipitaciones extremas, es posible que se dé un aumento de la intensidad en los episodios puntuales de precipitación extrema (debido al mayor contenido de vapor de agua en una atmósfera más cálida).
- Aumento de la frecuencia e intensidad de los episodios de tormentas y vendavales de alta energía, sobre todo en la vertiente atlántica de Europa, pudiendo afectar al N de la Península Ibérica.

2.1.2. Cambios socioeconómicos

Los **cambios en la gestión y uso del suelo** son la componente socioeconómica más importante del cambio global. Se considera que alrededor del 20% de las emisiones de carbono en el mundo son producidos por cambios en el uso de la tierra, de los cuales la mayor parte son debidos a la deforestación (IPCC, 2007a). Las tendencias principales pueden resumirse en:

- En los países en vías de desarrollo y emergentes se prevé el aumento de la deforestación por la roturación de terrenos forestales y sobreexplotación de recursos forestales (OECD, 2008).
- No obstante, a escala europea y española, se prevé que continúe en el futuro la actual tendencia de abandono de terrenos agrícolas y aumento de la superficie forestal, así como la expansión de las áreas urbanas y las infraestructuras (IPCC, 2007a; OECD, 2008). En el medio rural, los cambios son asimétricos. En algunas áreas se abandonan actividades extractivas de biomasa en los sistemas forestales, con aumento de densidad de las masas, continuidad y cantidad biomasa acumulada. En otros casos, por el contrario se intensificará la explotación de los recursos forestales (ganadería extensiva, aprovechamiento de biomasa forestal).

La **emisión de contaminantes atmosféricos** (SO_x , NO_x , O_3 , Hg, etc.), pese a su marcado incremento en las últimas décadas, se prevé que tienda a la estabilización o incluso a su reducción, debido a la implantación de mejores tecnologías en los procesos industriales (OECD, 2008). Finalmente, se prevé un **incremento de problemas debidos a especies exóticas e invasivas** (Vilà *et al.*, 2008). En el ámbito español, el cambio climático, con la modificación de ecosistemas nativos, puede reforzar estas problemáticas (Capdevila-Argüelles y Zilletti, 2010).

2.2. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO GLOBAL SOBRE LOS SISTEMAS FORESTALES MEDITERRÁNEOS DOMINADOS POR QUERCUS

De todas las regiones bioclimáticas, la zona mediterránea está considerada una de las regiones más vulnerables al cambio global (EEA, 2008). Además de la componente climática, el área mediterránea presenta una serie de características socio-culturales que añaden una enorme complejidad a la hora de prever los posibles impactos del cambio global. Se trata de sistemas forestales alterados desde hace milenios, con una alta fragmentación, un uso intenso pero asimétrico y, en la cuenca norte del mediterráneo occidental, inmersos desde hace cinco décadas en una dinámica de cambio de usos del suelo que conlleva un incremento de superficie forestal y una notable acumulación de biomasa (Palahí *et al.*, 2008; FAO, 2011).

A la hora de prever los principales **impactos negativos** del cambio global sobre las formaciones de *Quercus*, debe considerarse su **vulnerabilidad**. Ésta depende tanto del carácter y magnitud del cambio como de la sensibilidad y capacidad de adaptación de la formación. Por tanto, los impactos tendrán diferente importancia en función de la especie concreta, área geográfica donde se localice, historia de gestión o estado actual, etc.

En la Figura 4 se resumen los componentes del cambio global y los impactos negativos previsibles sobre las formaciones de las especies de *Quercus* mediterráneas. La relación entre componentes del cambio global e impactos negativos no es biunívoca, es decir, un determinado componente del cambio global puede generar diferentes impactos, y a su vez un determinado impacto puede ser resultado del efecto conjunto de más de un componente del cambio global.

Estos impactos han sido puestos de manifiesto en numerosos trabajos centrados en formaciones forestales mediterráneas e ibéricas (e. g. Camarero *et al.*, 2004; Peñuelas *et al.*, 2004; Gracia *et al.*, 2005; Valladares *et al.*, 2005; Resco *et al.*, 2007; Regato, 2008; Peñuelas *et al.*, 2010; Felicísimo *et al.*, 2011; OSE, 2011; Serrada *et al.*, 2011) y en las diferentes especies de *Quercus* mediterráneas: encina (Rodà *et al.*, 2009), alcornoque (Díaz *et al.*, 2009; Pausas

et al., 2009; Pereira *et al.*, 2009a; Pereira *et al.*, 2009b; Tenhunen *et al.*, 2009), melojo (García y Jiménez, 2009), quejigo y quejigo andalúz (Pérez-Ramos y Marañón, 2009).

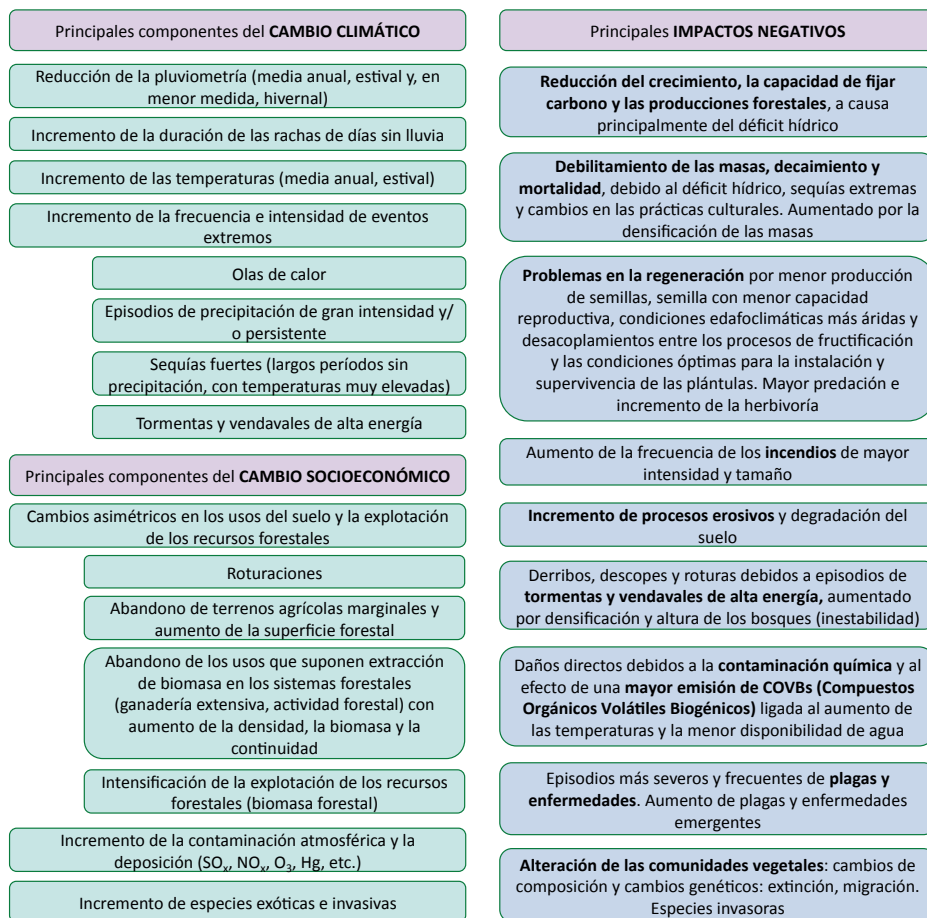


Figura 4. Principales componentes del cambio global e impactos negativos en los montes de *Quercus* mediterráneos españoles.

En los siguientes cuadros se presentan los **principales impactos negativos** que pueden afectar a las formaciones de *Quercus*, resaltando aspectos particulares según especies, tipos de formaciones (montes bajos, dehesas, etc.) y contexto geográfico.

A pesar de que se analizan separadamente, cabe destacar la elevada interrelación y retroalimentación existente entre los diferentes impactos. Un impacto previsible (e. g. el debilitamiento de las masas, decaimiento y mortalidad debidos a una menor disponibilidad hídrica) exacerba otros impactos como el incremento de los procesos erosivos y la degradación del suelo, que a la larga implicará una menor capacidad de retención de suelo y una todavía menor disponibilidad hídrica. Por ello, pese a que en esta revisión se identifican impactos y medidas desagregadamente, es necesario considerar una visión conjunta del fenómeno.

Reducción del crecimiento y de la capacidad de fijar carbono

En conjunto, la reducción de la precipitación y el incremento de temperatura (causante de una mayor evaporación potencial y aumento del agua transpirada) conllevarán una reducción de la disponibilidad hídrica.

En las especies consideradas, el mayor déficit hídrico provocará, en general, una reducción del crecimiento y la capacidad de fijar carbono (Ogaya y Peñuelas, 2007a). Ello supondrá la reducción de la producción de madera y leñas, además de otros productos no madereros como pastos, frutos, hongos o miel. También puede afectar a la producción corchera, reduciendo el calibre y la calidad del corcho.

En cuanto a la capacidad de fijar CO₂, además de la reducción de la tasa de fijación por el menor crecimiento, el aumento de la respiración heterótrofa reducirá el papel como sumidero de carbono del sistema forestal en conjunto.

Las formaciones de *Quercus* más afectadas serán aquellas situadas en zonas donde actualmente ya existe una mayor restricción hídrica, es decir, las áreas más cálidas y secas de la distribución de las diferentes especies: áreas centrales de las cuencas del Ebro, Duero, Tajo, Guadiana y Guadalquivir; costa e interior levantino y los pisos basales de las provincias de Murcia y Almería. A nivel más local, las masas más afectadas serán las situadas en localizaciones con escaso suelo (y por tanto escasa capacidad de retención hídrica) y orientaciones de solana.

Por otra parte, en aquellas localizaciones más frías y/o sin reducción de la precipitación, el crecimiento puede no verse afectado o incluso favorecido al menos a corto plazo (Sabaté *et al.*, 2002), por aumento de la T^a y el período vegetativo, de la concentración CO₂ y la deposición de N. Es el caso de algunas localizaciones de *Quercus canariensis* en las áreas más lluviosas de las sierras del sur de Andalucía, *Quercus pyrenaica* en el noroeste de su área de distribución o *Quercus ilex* subsp. *ilex* del extremo nororiental de la Península.



Fotografía 15. El mayor déficit hídrico provocará, en general, una reducción del crecimiento y la capacidad de fijar carbono en las formaciones de *Quercus* mediterráneos. Ello supondrá la reducción de la producción de madera y leñas, además de otros productos no madereros. También puede afectar a la producción corchera, reduciendo el calibre y la calidad del corcho. Aprovechamiento de leñas en una masa mixta de encina y alcornoque. Riells i Viabrea (Girona).

Debilitamiento de las masas, decaimiento y mortalidad

Las intensificación de las condiciones climáticas que provocan la reducción del crecimiento, conjuntamente con los fenómenos puntuales de gran déficit hídrico (sequías extremas) conducen al debilitamiento, decaimiento y mortalidad de las masas.

La causa principal en los *Quercus* mediterráneos cabe buscarla en el agotamiento de las reservas de carbohidratos. En diversos estudios con *Quercus ilex* (e. g. Gracia *et al.*, 1999a; Gracia *et al.*, 1999b; Sabaté *et al.*, 2002) se ha visto que el déficit hídrico reduce la actividad fotosintética, mientras el incremento de temperaturas acelera la renovación de las hojas y raíces finas, lo que supone un consumo extra de carbohidratos; finalmente, durante los períodos de sequía estival aumenta el consumo de carbohidratos de reserva.

El debilitamiento y decaimiento está ligado también a la densificación de las masas tras el abandono rural, que incrementa la competencia. Este fenómeno es especialmente grave en el caso de los montes bajos tras el abandono de la gestión tradicional.

Por otra parte, el estrés hídrico y el agotamiento de reservas favorecen la activación y exacerbación del fenómeno de la "seca" en *Quercus* (ligado también a patógenos y a prácticas culturales).

El decaimiento y mortalidad también puede ser favorecido por las prácticas culturales. En las dehesas, las podas inadecuadas, el laboreo del suelo o cargas ganaderas excesivas, pueden causar daños mecánicos, aumento de estrés o propagación y activación de enfermedades como la *Phytophthora* o la *Armillariella* sp. En el alcornoque, el descorche en momentos inadecuados o mal realizado supone una causa de debilidad al árbol. Por otra parte, el abandono de prácticas como los desbroces periódicos favorecen el debilitamiento, ya que esta especie acusa fuertemente la competencia de la vegetación arbustiva en el entorno inmediato del pie.

Las formaciones previsiblemente más afectadas coinciden con las apuntadas como más sensibles a la reducción del crecimiento y la capacidad de fijar carbono. No obstante, cabe añadir en este caso formaciones en áreas más lluviosas, que por ello son muy vulnerables a los episodios puntuales de sequías extremas.



Fotografía 16. Aspecto de un monte bajo de encina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*) afectados por la fuerte sequía estival del año 2003. Serra de Bellmunt-Collsabra (Barcelona).

Problemas en la regeneración

La **regeneración sexual** puede verse afectada por la reducción de la disponibilidad hídrica (especialmente la reducción de la pluviometría estival) y el incremento de temperaturas. Los efectos fisiológicos dan como resultado una menor producción de semilla (Ogaya y Peñuelas, 2007b; Sánchez y Espelta, 2011) y reducir su capacidad de establecimiento y supervivencia en fases iniciales al tener menos reservas metabólicas. Por su parte, los efectos fenológicos pueden causar desacoplamientos entre los procesos de fructificación y las condiciones óptimas para la instalación y supervivencia de las plántulas (Bravo *et al.*, 2008). Además, las condiciones edafoclimáticas más áridas supondrán una dificultad al establecimiento y primeras etapas de desarrollo de las plántulas. En el caso concreto de los montes bajos abandonados y muy densos, la elevada competencia limita la producción de bellota. En este caso, la regeneración sexual es de especial interés por la renovación genética que supone.

En cuanto a la **regeneración asexual** (rebrote), el debilitamiento de las cepas debido al agotamiento de reservas incide negativamente en la brotación tras la corta o tras el incendio, tanto en cantidad como en vigor de los renuevos.

No obstante, en ambos casos y en la actualidad, la **predación y la herbivoría** se consideran el principal impacto negativo sobre la regeneración natural de los *Quercus*. En el caso de fauna salvaje, los cambios en el manejo de la cubierta forestal durante las últimas décadas han favorecido la proliferación de herbívoros, desde roedores a grandes ungulados, que ejercen una gran presión sobre semillas y plántulas. En el caso de aprovechamiento con ganadería extensiva o cinegético mayor (caso de las dehesas), las cargas elevadas y la no consideración de la regeneración (períodos de acotado) reduce drásticamente el reclutamiento y supone una fosilización y envejecimiento progresivo de la cubierta arbolada.

Las formaciones de *Quercus* más afectadas por la componente climática serán aquellas situadas en zonas donde actualmente ya existe una mayor restricción hídrica y por tanto condiciones de aridez (e. g. zonas del Prepirineo y cubeta central del Ebro, vertiente del Ebro del Sistema Ibérico, sierras del Sureste). La componente de predación y herbivoría afecta a la práctica totalidad de las masas de *Quercus* en España, aunque con diferente intensidad; pueden señalarse en este caso las dehesas y las áreas con actividad ganadera y a la vez alta densidad de caza mayor como los más afectados.

Especial atención debe prestarse a las áreas en que a la vez concurren una elevada aridez con una elevada predación y herbivoría, así como la actual expansión de grandes herbívoros hacia zonas secas donde anteriormente no estaban presentes (e. g. venado en Andalucía o cabra montés en Aragón).



Fotografía 17. La predación y la herbivoría se consideran el principal impacto negativo sobre la regeneración natural de los *Quercus*. La fauna cinegética es cada vez más abundante y constituye un interesante aprovechamiento, pero sus elevadas densidades pueden afectar negativamente la regeneración. Venado (*Cervus elaphus*).

Aumento de la frecuencia de incendios de mayor intensidad y tamaño

Mientras la frecuencia total de incendios depende de las igniciones (y éstas a su vez, de factores antrópicos como actividad agrícola, frecuentación, etc., o naturales como tormentas), la intensidad y extensión de incendios va ligada a las condiciones meteorológicas y a la biomasa disponible (cantidad, tipología, estado y continuidad).

En este sentido es previsible un aumento de la frecuencia de los incendios de mayor intensidad y tamaño (grandes incendios forestales, GIF), a causa de las condiciones meteorológicas más cálidas y áridas (menor humedad del combustible, mayor temperatura del aire, más frecuencia, duración e intensidad de olas de calor), junto con el incremento de la cantidad y continuidad de la biomasa.

En principio, todas las formaciones de *Quercus* del ámbito mediterráneo resultan altamente vulnerables a este impacto, debido al patrón general de acumulación de combustible que han seguido durante las últimas décadas, con elevada estratificación vertical en caso de abandono de masas abiertas (pastos, dehesas, alcornocales). Incluso en las áreas más lluviosas, la mayor frecuencia de condiciones secas excepcionales (olas de calor) aumentará su vulnerabilidad. En sentido contrario, las dehesas bien tratadas y aprovechadas, por su estructura, resultan poco vulnerables a este impacto.

Pese a que los *Quercus* presentan una rápida regeneración tras incendio por rebrote, los incendios frecuentes pueden debilitar el estado de reservas de las cepas y comprometer la persistencia de la formación o conducirla a un estado de degradación.

Por otra parte, la respuesta a incendios de baja intensidad es en general favorable (a excepción del alcornoque, en los años inmediatamente posteriores al descorche), por lo que este tipo de incendio puede integrarse en los esquemas de gestión (fuego técnico o fuego prescrito).



Fotografía 18. Alcornocal afectado por el incendio del Empordà (julio de 2012) que recorrió alrededor de 15.000 ha, gran parte de ellas de formaciones de *Quercus* (alcornoques y encinas). A unas condiciones meteorológicas especialmente desfavorables se sumó la elevada carga y continuidad de combustible. Foto tomada en octubre de 2012 (dos meses después del incendio). Alt Empordà (Girona).

Incremento de los procesos erosivos y la degradación del suelo

Impacto derivado del cambio de patrón de las precipitaciones hacia una mayor frecuencia de fenómenos de alta intensidad (torrencialidad) y una mayor aridez climática. Puede agravarse por una cubierta forestal deficiente debido al uso o a incendios.

Las masas de *Quercus* previsiblemente más afectadas por este impacto serán aquellas situadas en zonas donde actualmente ya se da una fuerte restricción hídrica conjuntamente con una cubierta forestal debilitada y/o degradada (e. g. zonas del Prepirineo y cubeta del Ebro, vertiente del Ebro del Sistema Ibérico, sierras del Sureste). A escala local, las situadas sobre suelos con limitaciones (e. g. yesosos, pedregosos o muy calizos) y en elevadas pendientes son lógicamente las más vulnerables.

La gestión y uso de la cubierta forestal puede agravar este impacto. En las formaciones abiertas de las zonas más áridas, la degradación de la cubierta arbustiva y herbácea (desde caméfitos y gramíneas en las zonas más cálidas hasta tapizantes como la gayuba en las zonas más frías), a causa del pastoreo y el fuego, puede potenciar este impacto. En zonas geográficas donde son frecuentes las lluvias torrenciales (e. g. litoral y prelitoral mediterráneo) las cortas intensas en localizaciones de elevada pendiente pueden suponer una mayor vulnerabilidad. En caso de dehesas, el laboreo del suelo en zonas de pendiente favorece la aparición de cárcavas.

Como contrapunto, en las zonas más húmedas y con menor frecuencia de episodios de precipitación intensa (e.g. cuencas altas del Ebro y Duero, vertiente norte del Sistema Central, Pirineos, Alto Tajo, etc.) es previsible que los procesos erosivos y de degradación del suelo pierdan paulatinamente intensidad, salvo en zonas incendiadas. Ello es debido a la gradual recuperación de la cubierta forestal tras el cese de actividades extractivas (cortas intensas y pastoreo).



Fotografía 19. Erosión por cárcavas. El exceso de carga ganadera y las roturaciones pueden conducir a la ausencia de regeneración y la erosión del suelo en las dehesas, problema que puede agravarse en un contexto de mayor aridez y frecuencia de lluvias torrenciales. Dehesa en la provincia de Badajoz.

Daños mecánicos, debidos a episodios extremos de tormentas o vendavales de alta energía

Los vendavales fuertes, cuya frecuencia se prevé aumente en las próximas décadas, pueden tener como principal efecto mecánico el derribo de pies. Teniendo en cuenta el porte más bien bajo de las especies de *Quercus* mediterráneas en la mayoría de sus localizaciones actuales, y su potente y extenso sistema radical, no se consideran en general vulnerables a estos sucesos. Una excepción la constituyen las localizaciones de alta calidad de estación, donde el arbolado puede alcanzar alturas notables, especialmente en las zonas del Noroeste peninsular (caso del *Q. pyrenaica*).

Por otra parte, los episodios de tormentas fuertes de nieve, aunque pueden tornarse más inusuales, pueden incrementar su intensidad. En este caso los daños se centrarían en descopes y roturas de ramas debido a la acumulación de nieve, fundamentalmente en las especies esclerófilas (encina y alcornoque) y en menor medida las marcescentes (sobre todo el roble pubescente). Las áreas más vulnerables a este fenómeno corresponderían a la vertiente norte del Mediterráneo (Cataluña, Aragón, Comunidad Valenciana y Baleares).

En ambos casos, las masas resultan lógicamente más susceptibles en los años inmediatamente posteriores a cortas de cierta intensidad.

Los efectos de estos episodios extremos pueden verse potenciados por el abandono de las últimas décadas, que ha dado lugar en muchos casos a masas excesivamente densas formadas mayoritariamente por pies de elevada esbeltez y baja estabilidad física.

Este impacto tiene un importante efecto negativo derivado, ya que provoca la acumulación súbita de una gran cantidad de material combustible en el sotobosque, que puede favorecer posteriormente los incendios forestales.



Fotografía 20. Daños mecánicos (descopes y roturas de ramas) sobre encinas debidos a la intensa nevada en áreas litorales en Cataluña (marzo del 2010). La acumulación súbita de una gran cantidad de material combustible en el sotobosque puede favorecer los incendios forestales durante los años inmediatamente posteriores. Macizo de Les Gavarres (Girona).

Daños directos debidos a la alteración atmosférica (contaminación química y compuestos volátiles)

La previsión de un menor nivel de emisiones debido a mejoras tecnológicas (OECD, 2008) hace que no se prevea un incremento de los daños directos debidos a contaminantes químicos de origen antrópico (como el ozono o la lluvia ácida) en el ámbito ibérico de las especies tratadas.

Los COVBs (Compuestos Orgánicos Volátiles Biogénicos) son compuestos volátiles muy diversos (isopreno, terpenos, alcanos, alquenos, alcoholes, ésteres, etc.) emitidos por las plantas y con diversas funciones. Las especies mediterráneas, y específicamente los *Quercus*, son grandes productoras de COVBs (Peñuelas y Llusà, 2003). La emisión de estos compuestos se incrementa con el aumento de las temperaturas y la menor disponibilidad de agua (Tinguey *et al.*, 1991; Peñuelas y Llusà, 2001), por tanto, es previsible que aumente su emisión ante las nuevas condiciones climáticas. Los *Quercus* (a diferencia de otras especies como los pinos) no pueden almacenar estos compuestos, así que se emiten a la atmósfera una vez sintetizados.

El principal impacto negativo del incremento de emisiones de COVBs sobre las formaciones dominadas por *Quercus* mediterráneas se debe a sus efectos indirectos. Por una parte, puede elevar el riesgo de incendio forestal, ya que contribuyen a la carga de hidrocarburos de la atmósfera y pueden aumentar la inflamabilidad y la intensidad del fuego.

Por otra parte, los COVBs incrementan la proporción de ozono en la baja atmósfera (tóxico para los vegetales) y pueden alterar los mecanismos de defensa de los vegetales ante algunos factores de estrés abióticos (oxidantes) o bióticos (determinadas plagas y enfermedades o especies vegetales invasoras) (Peñuelas y Staudt, 2010).



Fotografía 21. Las formaciones forestales dominadas por *Quercus* mediterráneas emiten grandes cantidades de compuestos orgánicos volátiles (COVBs) a la atmósfera, precursores de aerosoles (efecto de aire "azulado"). Encinar abierto de *Quercus ilex* subsp. *ballota* con abundante matorral de *Quercus coccifera*. Catí (Castellón).

Episodios más severos y más frecuentes de plagas y enfermedades. Aumento de plagas y enfermedades emergentes

Las condiciones más secas y cálidas pueden favorecer los episodios de plagas de artrópodos, entre ellos los defoliadores. No obstante, la mayor afectación previsible por plagas y enfermedades cabe relacionarla con la debilidad del arbolado, a causa del cambio climático (especialmente las sequías extremas) y al aumento de la competencia, aspectos que favorecen los ataques de hongos e insectos perforadores.

En este sentido, el fenómeno de “la seca” es el resultado paradigmático de la combinación de causas relacionadas con el cambio global: ambientales (déficit hídrico continuado, sequías extremas), culturales (envejecimiento del arbolado, elevadas densidades, intensificación de uso agrícola y ganadero, podas inadecuadas, etc.) y la acción de plagas y enfermedades.

Por otra parte, el envejecimiento homogéneo de los sistemas tras el abandono, y su falta de renovación, también pueden favorecer la actividad de plagas y enfermedades, que cumplen su función como elementos renovadores del sistema, pero no a pequeña escala sino en grandes superficies continuas.

Entre las áreas más vulnerables, pueden señalarse aquellas zonas donde se prevea una mayor intensidad del déficit hídrico y mayor frecuencia de sequías extremas, ya comentadas en los apartados anteriores. Por otra parte, en las localizaciones más frías y húmedas pueden incrementarse los episodios de plagas antes muy raras o inexistentes, por la extensión de sus áreas de distribución.

En el caso del alcornoque, las áreas más cálidas pueden sufrir un incremento de ataques de *Coraebus*, que además puede ampliar su actual área de distribución hacia zonas actualmente desfavorables por frías. Las áreas de ambientes marítimos, que mantengan una alta humedad, pueden ver incrementados los problemas de *Diplodia*.

En el caso de la dehesa, además, resultan especialmente vulnerables las localizaciones con arbolado más maduro, abandonadas, o sometidas a prácticas culturales inadecuadas (laboreos del suelo, podas intensas, descorches mal realizados, etc.).



Fotografía 22. Ataque intenso del tortricido defoliador *Catocala nymphagoga* en encinares en junio de 2011, tras un año de meteorología especialmente favorable a la reproducción del insecto. Sierra de Poblet, Tarragona.

Alteración de las comunidades vegetales

Alteraciones en la estructura y composición específica de las comunidades vegetales actuales, debidas directamente al cambio global o mediadas por otros impactos anteriormente descritos como los decaimientos, incendios o problemas en la regeneración.

Ante las condiciones climáticas previstas, los cambios de composición específica irán en la línea de la sustitución de las especies actuales por otras más adaptadas a las nuevas condiciones. Ello implica cambios genéticos, migraciones y extinciones locales de especies.

En algunos estudios sobre los *Quercus* considerados se apunta, por ejemplo, hacia una reducción de *Quercus ilex* subsp. *ilex* por especies más tolerantes a la sequía en las zonas más secas (Ogaya y Peñuelas, 2004), a la vez que se ha observado la migración altitudinal de esta especie hacia zonas hasta el momento ocupadas por especies más higrófilas como *Fagus sylvatica* (Peñuelas *et al.*, 2007). A la vez, la alteración de la estructura debida a perturbaciones (incendios, mortalidades y decaimiento) y la falta de regeneración de las especies arbóreas apunta, en los casos extremos, a la sustitución de formaciones arboladas por vegetación baja de matorral.

Las formaciones de *Quercus* más vulnerables serán aquellas situadas en zonas donde actualmente ya existe una mayor restricción hídrica y por tanto condiciones de aridez (e. g. zonas del Prepirineo y cubeta del Ebro, vertiente del Ebro del Sistema Ibérico, sierras del Sureste). No obstante, algunas áreas en que actualmente presentan una notable pluviometría, pueden verse también afectadas con el aumento de la aridez.

La alteración de las comunidades vegetales puede también venir causada por las especies exóticas invasoras. En este sentido puede citarse el comportamiento fuertemente invasor de *Robinia pseudoacacia* en encinares y alcornocales del litoral y prelitoral de Cataluña. En estos casos la vulnerabilidad depende de la ecología y comportamiento de la especie invasora en el sistema forestal determinado.



Fotografía 23. Aprovechamiento de madera de *Robinia pseudoacacia* en un alcornocal del sur de Francia. Ejemplo de cómo las especies exóticas invasoras pueden constituir un potente agente de cambio en las formaciones forestales dominadas por *Quercus*, pudiendo modificar incluso sus usos y aprovechamientos tradicionales.

2.3. LA GESTIÓN FORESTAL PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO GLOBAL

2.3.1. Un contexto de incertidumbre

La principal característica del cambio global es la **incertidumbre** respecto a sus manifestaciones y efectos a distintos horizontes temporales. El progresivo mayor conocimiento de los diferentes aspectos del cambio global nos permite divisar las potenciales direcciones y magnitudes de los cambios ambientales. No obstante, la multitud de elementos, procesos y relaciones implicados, así como los diversos escenarios económicos y sociales que pueden darse, hacen imposible predecir con una mínima exactitud la situación futura de los sistemas forestales, sobre todo a escalas locales.

Por tanto, la gestión forestal para la adaptación al cambio global debe integrar la incertidumbre como un planteamiento de base. Gestionar ante la incertidumbre obligará, entre otros aspectos, a *flexibilizar* los objetivos a largo plazo (e. g. no predeterminar un turno o cantidad de producción) y mantener abiertas diversas opciones de evolución de una determinada masa a medio plazo (e. g. cambios de composición específica, de estructura o de forma fundamental).

Como se ha comentado anteriormente (apartado 1.2), la gestión para la adaptación al cambio global incluye medidas destinadas a favorecer la *resistencia*, la *resiliencia* y la *respuesta o reajuste*. Ante la incertidumbre, es además fundamental mantener y fortalecer las capacidades propias de adaptación de los sistemas forestales, de manera que ésta pueda darse de la manera más autónoma y menos traumática posible.

2.3.2. Incremento de la capacidad de adaptación. Los bosques como sistemas adaptativos complejos

Los bosques exhiben la mayor parte de características de los sistemas adaptativos complejos (Messier y Puettmann, 2011). Estos sistemas se caracterizan por estar compuestos de múltiples elementos individuales que interactúan de forma dinámica entre sí, modificando el sistema y la respuesta de éste a las perturbaciones externas, permitiendo su adaptación a condiciones alteradas (Puettmann, 2011). De los elementos y sus interacciones que componen el sistema, emergen patrones y comportamientos que les confieren una gran capacidad de auto-organizarse y en consecuencia de adaptarse al cambio (Figura 5).

Un alto número de elementos constituyentes del sistema y sus múltiples interacciones, permitirá la aparición de respuestas adaptativas efectivas ante potenciales escenarios de cambio (Puettmann, 2011). Así, en general, gestionar para incrementar la capacidad adaptativa pasa por mantener la *complejidad* de los sistemas forestales, manteniendo la heterogeneidad del ecosistema forestal a distintas escalas organizativas (a nivel de organismos, genotipos, rodales, monte y paisaje).

2.3.3. La gestión forestal para la adaptación al cambio global: enfoque general

El marco general de la gestión para la adaptación puede sintetizarse en las siguientes ideas:

- El clima es cambiante y las especies y ecosistemas se han adaptado a estos cambios a lo largo de la historia. El problema es que el actual cambio será mucho más rápido que en el pasado, produciendo escenarios climáticos no vistos en el pasado (Spittlehouse, 2005).
- Debe asumirse que los escenarios futuros serán diferentes del presente pero no existe certeza sobre las especificidades del cambio (Millar *et al.*, 2007).

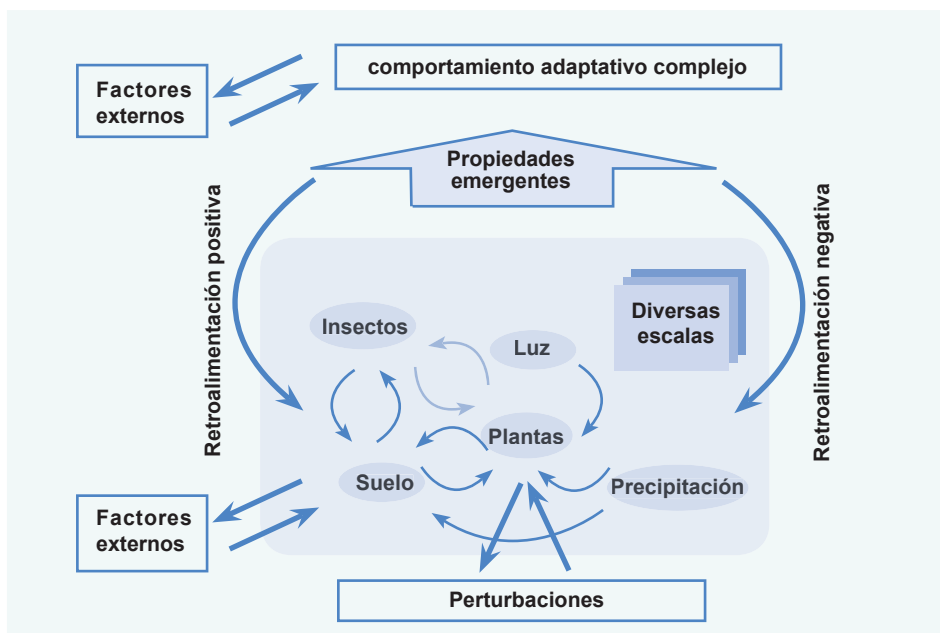


Figura 5. Diagrama simplificado que representa los bosques como sistemas adaptativos complejos (modificado de Puettmann, 2011). Las interacciones en el nivel básico incluyen relaciones no lineales positivas y bucles de retroalimentación negativa, que, a un nivel superior, generan propiedades emergentes. Así, el comportamiento del ecosistema, incluyendo las respuestas al cambio global, depende del patrón “abajo-arriba” y el control descentralizado.

- Los bosques mediterráneos se adaptarán de forma autónoma al cambio climático, sin necesidad de intervención humana. Sin embargo la sociedad es actualmente muy dependiente de los bienes y servicios ofrecidos por los ecosistemas forestales tal como son ahora. Esto implica la necesidad de planificar por adelantado estrategias y opciones de adaptación (Regato, 2008).
- La gestión forestal sostenible ya incorpora muchas de las acciones biológicas, físicas y sociales que serán necesarias para responder a los efectos del cambio global sobre los bosques (Spittlehouse, 2005).
- La gestión para la adaptación incluye medidas de resistencia, resiliencia y respuesta. No existe una solución única que se ajuste a todos los retos futuros del cambio climático, y la mejor estrategia pasa por combinar diferentes aproximaciones para diferentes situaciones (Millar *et al.*, 2007; Stephens *et al.*, 2010).
- En la gestión para la adaptación, es conveniente adoptar enfoques flexibles que promuevan la reversibilidad y la progresividad y, al mismo tiempo, favorezcan el aprendizaje continuo y la capacidad de modificar la dirección según la situación varíe (Millar *et al.*, 2007).
- La reducción del impacto de los factores actuales de estrés sobre el bosque es una estrategia de adaptación indiscutible para mejorar la resiliencia de los ecosistemas, al menos a corto plazo (Joyce *et al.*, 2008). Muchas medidas de adaptación, además de ser útiles en la actualidad, pueden reducir el riesgo de daños mayores en el futuro (Spittlehouse, 2005).
- Entre las principales bases ecológicas para la adaptación, cobran especial importancia (Noss, 2001; Julius *et al.*, 2008; Thompson *et al.*, 2009): el mantenimiento de la diversidad genética, la complejidad estructural y la diversidad funcional (tanto a nivel de masa como de paisaje) y mantener la conectividad y las áreas refugio climáticas.

- Una estrategia de adaptación clave a la luz de la incertidumbre es mantener los procesos y estructuras ecológicas a todos los niveles y reducir las presiones existentes sobre los ecosistemas naturales (Regato, 2008).
- Los principios generales de la adaptación son globales, pero la adaptación concreta de la gestión forestal es un proceso muy local, que debe tener en cuenta los bosques, el clima y las necesidades y capacidades de la sociedad en cada lugar (Parks y Bernier, 2010).

2.3.4. Medidas de adaptación en las formaciones de *Quercus mediterráneos*

Hasta el momento, las propuestas de medidas de adaptación de los bosques al cambio global para la Península Ibérica son escasas. Entre las existentes, cabe destacar las realizadas desde un enfoque generalista (Regato, 2008; Felicísimo *et al.*, 2011) y más centradas en las medidas selvícolas (Bravo *et al.*, 2008; Serrada *et al.*, 2011). La Figura 6 sintetiza los principales grupos de medidas de gestión para la adaptación de los bosques de *Quercus mediterráneos* al cambio global, identificados a partir de los trabajos anteriores.

Es necesario destacar que las medidas de adaptación pueden estar dirigidas a uno o varios efectos del cambio global en diferente grado. Por otra parte, algunas medidas de adaptación que resultan positivas de cara a un determinado impacto pueden tener efectos contraproducentes para otro. Por ejemplo, mantener espesuras bajas de cara a reducir el déficit hídrico puede resultar contraproducente cuando resulte de interés mantener cubiertas arbóreas elevadas para reducir la erosión o reducir el desarrollo del sotobosque, y, por tanto el riesgo de incendios forestales.

En los siguientes capítulos se detalla cada uno de estos grupos de medidas.



Fotografía 24. La gestión forestal sostenible ya incorpora muchas de las acciones biológicas, físicas y sociales que serán necesarias para responder a los efectos del cambio global sobre los bosques. Clara en un latizal de *Quercus pubescens*: se reduce la competencia y se mejora la resistencia y resiliencia al déficit hídrico y a incendios, obteniéndose leñas con valor comercial. Seva (Barcelona).

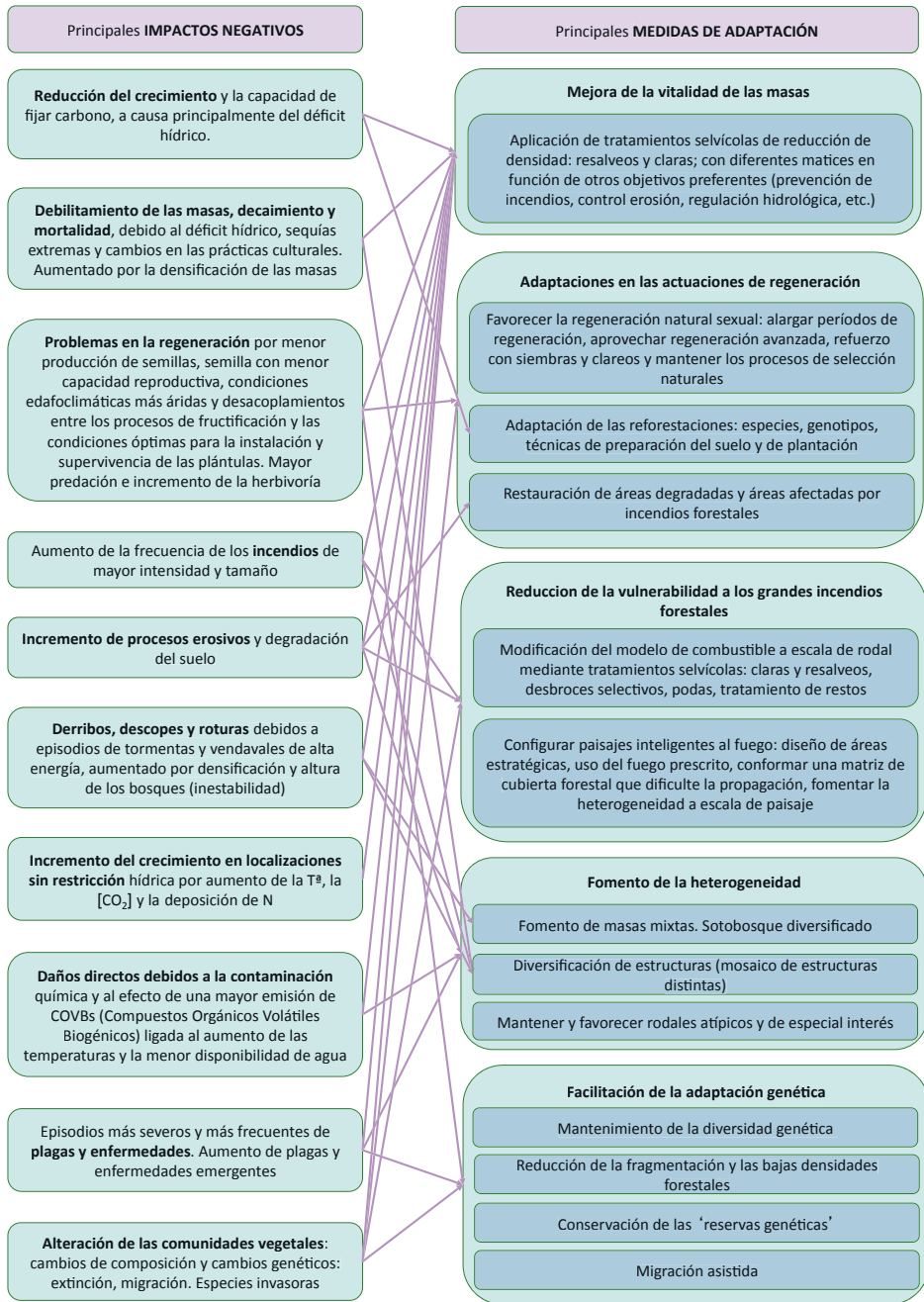


Figura 6. Medidas de adaptación de las formaciones de *Quercus* al cambio global, a partir de los principales impactos detectados.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bravo, F.; Bravo-Oviedo, A.; Ruíz-Peinado, R.; Montero, G. 2008. "Selvicultura y cambio climático". En: Serrada, R.; Montero, G.; Reque, J. A. (eds.). *Compendio de Selvicultura aplicada en España*. Madrid, p. 981-1001.
- Camarero, J. J.; Lloret, F.; 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*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A. Madrid, p. 397-423.
- Capdevila-Argüelles, L.; Zilletti, B. 2010. "Especies exóticas invasoras". En: Jiménez Herrero, L. M. (ed.). *Biodiversidad en España. Base de la sostenibilidad ante el cambio global*. Paraninfo. Madrid, p. 196-210.
- De Luis, M.; González-Hidalgo, J. C.; Longares, L. A.; Štěpánek, P. 2009. "Seasonal precipitation trends in the Mediterranean Iberian Peninsula in second half of the XX century". *Int. J. Climatol*, 29: 1312-1323.
- Díaz, M.; Pulido, F. J.; Pausas, J. D. 2009. "9330 Alcornocales de *Quercus suber*". En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 58 p.
- EEA. 2008. *Impacts of Europe's changing climate - 2008. An indicator-based assessment (EEA Report No 4/2008)*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 246 p.
- FAO. 2011. *State of Mediterranean Forests (SoMF). Concept paper*. Roma. 24 p.
- Felicísimo, A. M.; Muñoz, J.; Villalba, C. J.; Mateo, R. G. 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. 552 p.
- García, I.; Jiménez, P. 2009. "9230 Robledales de *Quercus pyrenaica* y robledales de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* del Noroeste ibérico". En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 66 p.
- Gracia, C.; Gil, L.; Montero, G. 2005. "Evaluación del impacto climático sobre el sector forestal". En: Moreno, J. M. (ed.). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 399-435.
- Gracia, C.; Sabaté, S.; Martínez, J. M.; Albeza, E. 1999a. "Functional responses to thinning". En: Rodà, F.; Retana, J.; Gracia, C.; Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Springer. Berlín, p. 329-338.
- Gracia, C.; Tello, E.; Sabaté, S.; Bellot, J. 1999b. "GOTILWA: an integrated model of water dynamics and forest growth". En: Rodà, F.; Retana, J.; Gracia, C.; Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Springer. Berlín, p. 163-179.
- IPCC. 2007a. *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, UK. 986 p.
- IPCC. 2007b. *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. 996 p.
- Joyce, L. A.; Blate, G. M.; Littell, J. S.; McNulty, S. G.; Millar, C. I.; Moser, S. C.; Neilson, R. P.; O'Halloran, K. A.; Peterson, D. L. 2008. "National Forests". En: Julius, S. H.; West, J. M. (eds.). *Preliminary review of adaptation options for climate-sensitive ecosystems and resources*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, USA, p. 19-84.
- Julius, S. H.; West, J. M.; Blate, G. M.; Baron, J. S.; Griffith, B.; Joyce, L. A.; Kareiva, P.; Keller, B. D.; Palmer, M. A.; Peterson, C. H.; Scott, J. M. 2008. "Executive Summary". En: Julius, S. H.; West, J. M. (eds.). *Preliminary review of adaptation options for climate-sensitive ecosystems and resources. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, USA, p. 1-6.
- Messier, C.; Puettmann, K. J. 2011. "Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling". *L'Italia Forestale e Montana*: 66 (3): 249-258.
- Millar, C. I.; Stephenson, N. L.; Stephens, S. L. 2007. "Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty". *Ecological Applications*, 17 (8): 2145-2151.
- Noss, R. F. 2001. "Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change". *Conservation Biology*, 15 (3): 578-590.

- OECD. 2008. *OECD Environmental Outlook to 2030*. OECD Publishing. París. 520 p.
- Ogaya, R.; Peñuelas, J. 2004. "Phenological patterns of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Arbutus unedo* growing under a field experimental drought". *Ecoscience*, 11: 263-270.
- Ogaya, R.; Peñuelas, J. 2007a. "Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought". *Plant Ecology*, 189: 291-299.
- Ogaya, R.; Peñuelas, J. 2007b. "Species-specific drought effects on flower and fruit production in a Mediterranean holm oak forest". *Forestry*, 180: 351-357.
- OSE. 2011. *Sostenibilidad en España 2011. Capítulo Especial: los bosques en España*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 426 p.
- Palahí, M.; Mavsar, R.; Gracia, C.; Birot, Y. 2008. "Mediterranean forests under focus". *International Forestry Review*, 10 (4): 676-689.
- Parks, C. G.; Bernier, P. 2010. "Adaptation of forests and forest management to changing climate with emphasis on forest health: A review of sciences, policies and practices". *Forest Ecology and Management*, 259: 657-659.
- Pausas, J. G.; Marañón, T.; Caldeira, M.; Pons, J. 2009. "Natural Regeneration". En: Aronson, J.; Pereira, J. S.; Pausas, J. G. (eds.). *Cork Oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press. Washington DC, p. 115-124.
- Peñuelas, J.; Gracia, C.; Filella, I.; Jump, A.; Carnicer, J.; Coll, M.; Lloret, F.; Curiel, J.; Estiarte, M.; Rutishauser, T.; Ogaya, R.; Llusà, J.; Sardans, J. 2010. "Introducing the climate change effects on Mediterranean forest ecosystems: observation, experimentation, simulation, and management". *Forêt Méditerranéenne*, XXXI (4): 357-361.
- Peñuelas, J.; Llusà, J. 2001. "The complexity of factors driving volatile organic compound emissions by plants". *Biología Plantarum*, 44: 481-487.
- Peñuelas, J.; Llusà, J. 2003. "BVOCs: plant defense against climate warming?". *Trends in Plant Science*, 8: 105-110.
- Peñuelas, J.; Ogaya, R.; Boada, M.; Jump, A. 2007. "Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked biome shift in Catalonia (NE Spain)". *Ecography*, 30: 830-838.
- Peñuelas, J.; Sabaté, S.; Filella, I.; Gracia, C. 2004. "Efectos del Cambio Climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación". En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Nacionales. Madrid, p. 397-425.
- Peñuelas, J.; Staudt, M. 2010. "BVOCs and global change". *Trends in Plant Science*, 15 (3): 133-144.
- Pereira, J. S.; Kurz-Besson, C.; Chaves, M. M. 2009a. "Coping with Drought". En: Aronson, J.; Pereira, J. S.; Pausas, J. D. (eds.). *Cork Oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press. Washington, p. 73-80.
- Pereira, J. S.; Vaz Correia, A.; Joffre, R. 2009b. "Facing climate change". En: Aronson, J.; Pereira, J. S.; Pausas, J. D. (eds.). *Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press. Washington, DC, p. 219-226.
- Pérez-Ramos, I. M.; Marañón, T. 2009. "9240 Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*". En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 56 p.
- Puettmann, K. J. 2011. "Silvicultural challenges and options in the context of global change: "simple" fixes and opportunities for new management approaches". *Journal of Forestry*, 109 (6): 321-331.
- Regato, P. 2008. *Adaptación al cambio global. Los bosques mediterráneos*. UICN Centro de Cooperación del Mediterráneo, Málaga, España. 254 p.
- Resco, V.; Colinas, C.; Fischer, C. 2007. "Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures". *New Forests*, 33 (29-40).
- Rodà, F.; Vayreda, J.; Ninyerola, M. 2009. "9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*". En: VV. AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 94 p.
- 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*, 162: 23-37.

Sánchez, B.; Espelta, J. M. 2011. "Increased drought reduces acorn production in *Quercus ilex* coppices: thinning mitigates this effect but only in the short term". *Forestry*, 84 (1): 73-82.

Serrada, R.; Aroca, M. J.; 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, Madrid. 128 p.

Spittlehouse, D. L. 2005. "Integrating climate change adaptation into forest management". *The Forestry Chronicle*, 81 (5): 691-695.

Stephens, S. L.; Millar, C. I.; Collins, B. M. 2010. "Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates". *Environmental Research Letters*, 5: 1-9.

Tenhunen, J.; Geyer, R.; Carreiras, J. M. B.; de Almeida, N.; Dinh, N. Q.; Otieno, D. O.; Pereira, J. S. 2009. "Simulating function and vulnerability of cork oak woodland ecosystems". En: Aronson, J.; Pereira, J. S.; Pausas, J. G. (eds.). *Cork Oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press. Washington DC, p. 227-234.

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. 67 p.

Tingey, D. T.; Turner, D. P.; Weber, J. A. 1991. Factors controlling the emission of monoterpenes and other volatiles compounds. En: Sharkey, T. D.; Holland, E. A.; Mooney, H. A. (eds.) Pp. 93-120: Trace gas emission by plants. Academic Press, San Diego.

Valladares, F.; Peñuelas, J.; De Luis, E. 2005. "Impactos sobre los ecosistemas terrestres". En: Moreno, J. M. (ed.). *Impactos del cambio climático en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 65-112.

Vilà, M.; Castro, P.; García-Berthou, E. 2008. "¿Qué son las invasiones biológicas?". En: Vilà, M.; Valladares, F.; Traveset, A.; Santamaría, L.; Castro, P. (eds.). *Invasiones biológicas*. CSIC. Madrid, p. 21-28

II. GESTIÓN ADAPTATIVA AL CAMBIO GLOBAL EN MASAS DE *QUERCUS* MEDITERRÁNEOS

3. MEJORA DE LA VITALIDAD DE LAS MASAS

3.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

La vitalidad o vigor de las masas forestales se refiere a un estado vegetativo que les permita resistir alteraciones o eventos desfavorables, a la vez que facilita su posible regeneración. Por tanto, frente al cambio global, la vitalidad es importante para asegurar las funciones productivas y ambientales de los bosques y garantía de su adaptación a las nuevas circunstancias expuestas en el capítulo 2.

La mejora y el mantenimiento de la vitalidad de la masa forestal se basa en dos aspectos: el tratamiento que la conduce a una determinada estructura; y su estado inicial en relación con la estación.

Las técnicas selvícolas son la base para mejorar la vitalidad. Incluyen modelos de gestión y tratamientos concretos adaptados a cada situación. Como indican Alcamo *et al.* (2007), *los bosques en Europa se han gestionado intensivamente durante siglos y, por lo tanto, se dispone de un abanico de opciones de gestión y de toda una ciencia, la silvicultura, que pueden ser utilizadas por adaptarlos al cambio global.*

Respecto de su estado inicial, las masas de especies de *Quercus* mediterráneos españoles presentan, en general, una gran capacidad rebrotadora, y en consecuencia sus masas han sido tratadas históricamente con mucha frecuencia para producir leña y carbón vegetal.

A su vez, las masas que fueron productoras de leña y carbón en España (Fotografía 25) son las que ocupan mayor extensión territorial dentro de la forma fundamental de monte bajo. Esta condición no resulta, en principio, favorable para su vitalidad.



Fotografía 25. Las masas que históricamente fueron productoras de leña y carbón ocupan gran extensión territorial en España. Monte bajo mixto de *Quercus ilex* y *Q. faginea* en Castilimbre (Guadalajara, 2009).

Las especies principales de *Quercus* son, por orden de importancia territorial, encina (*Quercus ilex*), rebollo (*Quercus pyrenaica*) y quejigo (*Quercus faginea*), aunque también son frecuentes este tipo de tallares con *Quercus pubescens*, *Q. petraea*, *Q. suber*. El tratamiento ha sido de monte bajo regular, con turnos entre 20 y 30 años y sin aplicación de tratamientos parciales. En el tercer tercio del siglo XX las leñas perdieron valor económico, aunque pudiera cambiar esta tendencia, lo que plantea la necesidad de modificar su función preferente y, consecuentemente, su *tratamiento*.

3.2. DIAGNÓSTICO: SITUACIÓN ACTUAL DE LOS MONTES BAJOS

El paso previo necesario para poder aplicar un tratamiento es realizar un correcto diagnóstico. En el caso de las masas forestales el diagnóstico tiene que incluir, tras analizar su evolución pasada, el estado actual de vitalidad y las previsiones de evolución futura bajo diferentes hipótesis.

La primera consideración a realizar en relación con el diagnóstico sobre los montes bajos regulares en general, es que se trata de masas con un alto grado de *artificialización* de lo que se deriva que su estabilidad física y biológica, pasa por aplicar algún tratamiento, sea el mismo que las produjo u otro alternativo. Dicho de otra forma, el abandono de este tipo de masas conduce seguramente a aumentar la probabilidad de su decaimiento físico o biológico.

Se podría argumentar que en la naturaleza aparecen, de modo espontáneo, los montes bajos regulares tras la afección del incendio a masas de especies brotadoras, siendo este hecho un índice de estabilidad. Sin embargo, en el caso de los montes con aprovechamiento energético pasado, la reiteración de recepes, las conexiones a nivel de sistema radical entre pies o cepas, la falta de detalles en el conocimiento de su historia, contribuyen a una inestabilidad que justifica que la “no intervención” sea un error notable. Algo hay que hacer.

Esta cuestión ha sido ampliamente debatida en Europa (Lanier, 1986; Ciancio y Nocentini, 2004), pero en España reviste unos caracteres particulares por el comportamiento de las especies en la brotación, por la historia selvícola y por las peculiaridades estacionales.

El diagnóstico desde el punto de vista selvícola (Serrada, 2011) se puede resumir en las siguientes consideraciones:

- Todas las masas han superado la edad del turno con el que habían sido tratadas y la mayor parte ha doblado esa cifra. El número de recepes suele ser desconocido, pero se puede suponer que muy frecuentemente estará entre 2 y 5, de acuerdo al momento en que se intensificó la demanda de leñas y carbón.
- La espesura en el conjunto de los montes se puede calificar como excesiva (Fotografía 26). La alta densidad de las brotaciones conduce a una espesura trabada en estas edades. Incluso en los montes bajos adeshados, con fracción de cabida cubierta global incompleta, la espesura dentro de cada cepa o mata se debe considerar también como excesiva, derivada de la gran proximidad entre los chirpiales inducidos por el recepe (ver Fotografía 33 más adelante).
- Como consecuencia de la alta espesura entre chirpiales por una parte, y también probablemente del hecho de que una gran parte de la fotosíntesis bruta se emplea en mantener viva una importante cantidad de biomasa subterránea por otra, se aprecia una paralización del crecimiento de los pies, tanto diametral como longitudinal, manifestándose esta última en un puntisecado que resulta muy patente en *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea*, aunque no tanto en *Q. ilex*. Es la más evidente prueba de la pérdida de vitalidad. Estudios con amplitud temporal suficiente demuestran este hecho, como por ejemplo en quejigares de Guadalajara (San Miguel *et al.*, 1984; Montero *et al.*, 1995; Baeza, 2002).
- Otra consecuencia de la alta espesura, junto con el limitado desarrollo de los chirpiales, es la ausencia de regeneración natural por semilla. No existe prácticamente fructificación por

el escaso desarrollo de los chirpiales y, por otra parte, la falta de iluminación al nivel del suelo impide el desarrollo de los posibles brinzales.

- La espesura, el pequeño tamaño de los chirpiales muchos de ellos dominados e incluso secos, la activa poda natural, y la presencia de matorral heliófilo, también dominado, que se instaló cuando el último recepe, contribuyen a que el riesgo de propagación de incendios forestales sea elevado (Fotografía 27).
- Existe un riesgo más o menos cercano de que, a consecuencia de la baja diversidad genética derivada del modo de regeneración y del posible envejecimiento de las cepas, se produzca un decaimiento vegetativo general de la masa (Fotografía 28). El fenómeno conocido como “la seca”, manifestado en la encina preferentemente, puede no ser ajeno a esta cuestión.

Estas consideraciones pueden ser extendidas a todas masas de los *Quercus* mediterráneos tratadas en monte bajo, aunque también a formaciones adeshadas y degradadas.



Fotografía 26. Rebollar en monte bajo regular de muy alta espesura. Rascafría (Madrid, 2007).



Fotografía 27. Uno de los riesgos del abandono de estas masas es el incendio. Rebollar en monte bajo regular, incendio en julio de 2005, Santa María del Espino (Guadalajara, enero 2006).



Fotografía 28. Mata de rebollo decrepita y puntiseca. El abandono de los tallares produce su decaimiento. Castellar de la Muela (Guadalajara, 2007).

Las *conclusiones* iniciales del *diagnóstico* se enumeran a continuación:

- Existe un deficiente estado de vitalidad en estas masas por causa estructural,
- El deficiente estado de vitalidad derivado del origen y estructura, se verá agravado por los efectos del cambio global, según ha quedado expresado en capítulos anteriores,
- El abandono o la ausencia de tratamientos en las masas de *Quercus* mediterráneos refuerza su pérdida de vitalidad,
- Hay que aplicar intervenciones selvícolas que garanticen la estabilidad a corto y largo plazo, para lo que resulta necesario fijar un modelo estructural compatible con unas nuevas funciones preferentes y con la mejora de la vitalidad,
- En la medida de lo posible hay que proponer una producción preferente directa que renueve la posibilidad de percibir rentas por los propietarios y que fomente el empleo,
- Puede ser eficaz darles una función preferente pastoral extensiva, bien con ganado doméstico, bien con especies de caza mayor.

Queda justificado el objetivo general y conjunto de conferir a estas masas mayor resistencia y resiliencia al déficit hídrico y a los fenómenos climáticos extremos, conseguir la mejora de la regeneración sexual, evitar la senescencia, mejorar sus aptitudes productivas de materias primas (madera, leñas, corcho, otros productos forestales no maderables) y de servicios ambientales (protección hidrológica, biodiversidad y fijación de CO₂).

Queda de manifiesto la complejidad de la situación y la necesidad de definir formas de masa más estables y los tratamientos para su obtención, cuestiones a tratar en el siguiente epígrafe.

3.3. DEFINICIÓN DE ALTERNATIVAS O MODELOS

En Bravo Fernández *et al.* (2008) se hace un extenso análisis de las alternativas o modelos para conseguir la estabilidad ecológica y económica de los montes bajos de masas de *Quercus* en general y mediterráneos en particular. En una primera aproximación, de cara a la adaptación al cambio global serán preferibles las alternativas que permitan:

- Mantener o incluso mejorar la calidad ecológica de la situación actual, asegurando la estabilidad a medio y largo plazo.
- No perder los beneficios indirectos considerados más importantes en cada caso.
- Obtener rentas a través de la producción de uno o varios recursos, cuestión muy importante para los propietarios, el desarrollo rural y el empleo.
- No condicionar totalmente en una primera fase el futuro uso de la superficie, manteniendo el número de cepas por unidad de superficie, pensando incluso en un retorno, dudoso pero no descartable, al aprovechamiento de leñas debido a una revalorización de las mismas ligada al cambio del sector energético actual y en el futuro.
- Producir directa o indirectamente una mejora en el aprovechamiento por parte del ganado silvestre o doméstico, dada la clara vocación silvopastoral que la mayoría de los montes bajos considerados poseen.

Con estas directrices, quedan descartadas las alternativas siguientes: adehesamiento inmediato dejando menos de 400 pies/ha y con posible implantación de especies herbáceas mediante laboreos; cambio de especie principal por reforestación, salvo en casos de montes muy degradados; mantenimiento de las cortas de regeneración en monte bajo regular, que aunque admisible en buena calidad de estación, si el valor de la leñas aumentara notablemente, admite la alternativa del MMR. Estos descartes quedan justificados y comentados con mayor amplitud en los textos citados.

Las dos alternativas o modelos más razonables, dadas las restricciones apuntadas y el estado medio de las masas que nos ocupan son el **Monte medio regular (MMR)** y el **Monte alto regular (MAR)**, que se describen en los siguientes epígrafes.

3.3.1. Monte medio regular (MMR)

Los tratamientos de transformación son los de cambio de estructura de edades o de forma principal de masa. Aparece aquí una alternativa válida cual es la de conducir el monte bajo regular a un monte medio regular (Serrada, 2011), también denominado monte bajo resalveado (Madrigal, 1994), que en francés se denomina *taillis-sous-futaie* y en inglés *coppice-with-standards*.

Para este caso, el clásico plan de resalveo del monte medio definido en la selvicultura general se aplicará dejando una relativamente alta densidad en la resalvía, lo que conducirá a una masa irregular, que por razón de la alta edad y dimensión que alcanzarán sus componentes, podría ser considerada al final de la transformación como monte alto (sobre cepa) irregular (Fotografía 29), lo que implicaría a su vez una conversión o cambio en el modo de regeneración o forma fundamental de masa.

El problema económico de esta alternativa es que, durante el largo plazo (tres turnos de monte bajo, entre 60 y 90 años) del plan de resalveo, sigue siendo grande la cantidad de leñas de pequeño tamaño que se obtienen y es necesario introducir acotados periódicos al pastoreo.

Puede tener aplicación en montes sin carga pastoral, caso cada vez más frecuente. En la actualidad, dado el interés por la obtención de energía a partir de fuentes alternativas, la llamada “biomasa”, esta sería la opción selvícola de mayor interés para suministrar leñas de forma concentrada, manteniendo la posibilidad de la conversión o transformación de la masa, frente a la alternativa, siempre posible selvícolamente hablando, del monte bajo regular. Esta conversión/transformación favorece una estructura más compleja y estable y abre la posibilidad de la regeneración sexual en el futuro. No obstante, la propia estructura irregular conlleva una continuidad vertical de combustible, lo que puede suponer un inconveniente en zonas de elevado riesgo de incendio.

Las condiciones de aplicación de esta alternativa se concretan en montes bajos regulares de alta espesura, especialmente de rebollo y encina, donde predominen los brotes de raíz.



Fotografía 29. Rebollar en monte medio adhesionado. Ejemplo de un fustal sobre cepa irregular. Bustaviejo (Madrid, 2008).

3.3.2. Monte alto regular (MAR)

Los tratamientos de conversión son los de cambio de método de beneficio o modo de regeneración sin cambio de estructura de edades. En esta alternativa se busca inducir, mediante tratamientos parciales o de mejora, un cambio en la forma fundamental de masa, sin producir acotados al pastoreo. Es una alternativa a la que se ha dedicado mayor atención y que mantiene también interés energético. Será denominada *resalveo de conversión* (Fotografía 30).



Fotografía 30. Fustal sobre cepa de *Quercus pyrenaica*. Se puede considerar un monte alto regular, procedente de un monte bajo regular. El Tiemblo (Ávila, 2009).

El objetivo es, a partir de un monte bajo regular con o sin resalvos, obtener un monte alto regular o fustal sobre cepa mediante claras programadas adecuadamente que mantengan la vitalidad y favorezcan el crecimiento de los pies. Se puede considerar alcanzado el modelo cuando se convierte en un fustal sobre cepa que supera los 20 cm de diámetro medio. A partir de este momento, tras la espera necesaria para alcanzar el turno, se puede tratar por cortas de regeneración en monte alto. A corto plazo, reducen el riesgo de incendios mejorando la vitalidad e iniciando la posibilidad de regeneración por vía sexual, a la vez que potencian aprovechamientos pastorales o cinegéticos.

Las condiciones de aplicación de esta alternativa son más universales, se puede aplicar en todas las especies y en todos los grados de espesura de las masas.

3.3.3. Tipificación inicial. Masas excluidas de la mejora

El resumen de alternativas que se ha descrito tiende a resultar excesivamente simplista por no haber tenido en cuenta que las muy diversas *tipologías* que los montes bajos de las especies de *Quercus* mediterráneos presentan, en función de su estación y tratamiento anterior, pueden recibir como alternativas modelos diferentes de los descritos como más aconsejables y, lo que es más importante, que en algunos casos pueden y deben ser excluidas de cualquier intento de mejora.

En este sentido, y a título de ejemplo, se comenta que en Serrada *et al.* (1993) se proponen 11 alternativas de tratamiento diferentes para 19 tipologías distintas de las manifestaciones del rebollar (*Quercus pyrenaica*) en la Comunidad de Madrid, que ocupan la escasa superficie relativa de unas 25.000 ha.

Sirve este ejemplo para recomendar que la adopción del modelo al que conducir la masa actual, con el fin de asegurar su vitalidad y hacer posible su aprovechamiento, se tiene que hacer tras una identificación de la misma dentro de un contexto tipológico, normalmente expresado por claves de tipificación dasométrica (Serrada, 2011). La propuesta contraria también es cierta, cuando se recomienda o ensaya un modelo y su correspondiente tratamiento, se debe expresar con claridad a qué tipo de masa actual se refiere, pues no todas responden de la misma forma. Establezcamos tres niveles en relación con este tema:

1. En primer lugar, es muy aconsejable dejar expresado, por comarcas y especies, cuáles son las masas en las que no es recomendable el intento de aplicar mejoras, describiendo su tipología actual y los motivos que justifican la imposibilidad de respuesta. Por tanto, la conversión a monte alto (regular o irregular) no siempre será posible o conveniente. Para decidir si se pueden aplicar las mejoras en un monte bajo, hay que analizar y superar los siguientes condicionantes, que se enumeran por orden de importancia (Bravo Fernández *et al.*, 2008):

Biológicos: Obviamente, la especie o especies deben ser capaces de formar masas de porte arbóreo teóricamente estables en monte alto, como así ocurre en principio con los encinares, quejigares y melojares españoles.

Ecológicos: Es necesario que la estación cuente con una calidad suficiente para la especie. La estación queda definida por el clima (a nivel comarcal por la altitud) y por el suelo (a nivel de rodal por la pendiente y las propiedades físicas).

Por razón climática, las masas situadas en los límites altitudinales superior e inferior de distribución de la especie, bien por *déficit hídrico*, bien por escasa *duración del periodo vegetativo*, pueden presentar dificultades notables para el crecimiento y la regeneración.

Por razón fisiográfica, los rodales con *pendientes* muy fuertes tendrán, por una parte dificultades para su tratamiento y aprovechamiento y, por otra parte, dificultades para responder a las mejoras.

Por razón edáfica, los suelos con escasa *capacidad de retención de agua* por razón de su profundidad y/o pedregosidad pueden reducir las expectativas de desarrollo.

Muy frecuentemente las tres circunstancias descritas aparecen simultáneamente, lo que facilita la identificación de rodales donde no es aconsejable aplicar mejoras en este tipo de montes. La espesura y porte de la masa, coincidente con los que en claves de tipificación dasométrica se clasifica como *monte bajo degradado* (Fotografía 31) (Serrada, 2011), también ayudan a delimitar estas situaciones.

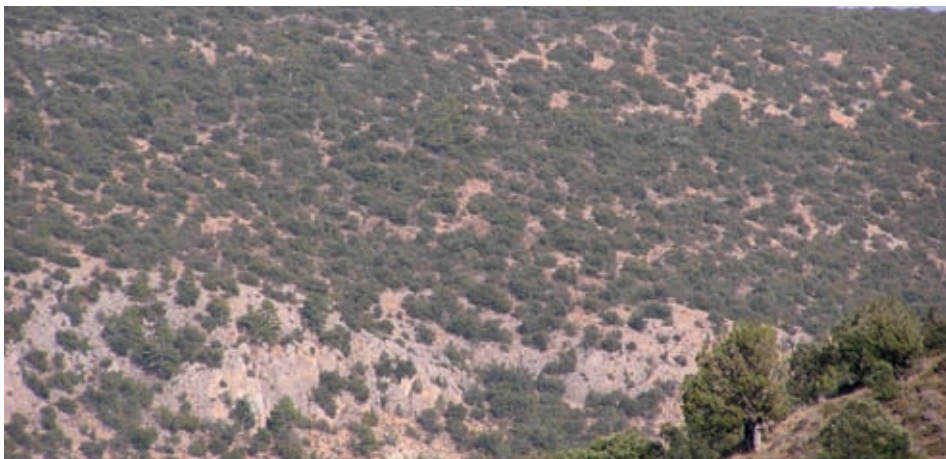
Selvícolas: Superados los dos condicionantes anteriores, se puede suponer que la conversión es técnicamente posible. Sin embargo, las características selvícolas del taller pueden condicionar el método empleado y el momento en que se interviene; y por tanto, también el plazo necesario para alcanzar el objetivo. Existen montes bajos degradados en extremo, que deben su estado no a las condiciones de estación (clima y/o suelo), sino a haber sufrido incendios repetidos o, lo que es muy habitual, a una mala gestión en el pasado –turnos excesivamente cortos, acotados al pastoreo no respetados–; la combinación de los tres factores es la causa más frecuente de degradación (Ciancio, 1990; Ceballos-Escalera *et al.*, 2009). A los montes bajos degradados no se les puede aplicar la conversión que se está analizando. Se puede considerar, genéricamente, que un monte bajo está degradado cuando la altura media de pies inventariables es del orden de 2 a 3 metros, siendo su edad superior a 10 años. En estos casos las mejoras pueden relacionarse con la incorporación de nuevas especies o acciones sobre el suelo, como se comentan en el siguiente capítulo.

Socioeconómicos: La conversión resuelve gran parte de los problemas selvícolas y ecológicos de los talleres de edad superior a 10 años, mejorando su vitalidad, razones por las que puede quedar justificada en los casos en que sea aplicable. Sin embargo, obviamente es mejor iniciar la conversión con la previsión de posibles usos futuros y de generación de mano de obra: existencia de un mercado que emplee la madera de mayor calidad y dimensión que se obtendrá; presencia de un ganado, silvestre o doméstico, que aproveche y simultáneamente mejore los pastos herbáceos que podrán aparecer al abrir la masa; función recreativa, etc. En cualquier caso, todo análisis serio de la rentabilidad económica de la conversión debería comparar con la situación que va a aparecer si se permite la degradación de estos montes. En el aspecto socioeconómico, también hay que considerar cuestiones como el carácter, estructura y dimensión de la propiedad.

2. En un segundo nivel, en relación con la estructura actual del monte bajo regular, se deben considerar los que podríamos denominar como montes bajos estancados. Son talleres de edad superior a los 10 años y con alturas medias del orden de 4 metros (Fotografía 32). En estas condiciones es previsible que las limitaciones estacionales no permitan un gran desarrollo futuro de la masa, pero en ellas sí puede estar justificada una única clara baja y de peso moderado (extracción del orden del 30% del área basimétrica) que reduzca su combustibilidad, mejore su vitalidad y favorezca el uso pastoral.
3. Dejamos para el tercer lugar la situación de los montes bajos sin limitaciones estacionales y con estructuras que superan a las descritas en puntos anteriores. En este caso es esperable una notable dinamización por la aplicación de las mejoras y a detallarlas se dedican los epígrafes siguientes.

Se finaliza el presente epígrafe reiterando la recomendación de realizar en el monte que se está estudiando una correcta división en rodales basada en un análisis de la estación y del tipo de masa, clasificar los rodales en tres grupos: los que no admiten mejora, los que sí admiten una única clara, y los que admiten un tratamiento continuado en el tiempo. En este tercer grupo se recomienda dar prioridad a los de mayor espesura. En los rodales con posibilidad de mejora se aplicará un modelo de estructura a conseguir que esté basado en el inventario actual. El modelo orienta el tratamiento.

Las directrices genéricas de tratamiento, según los modelos genéricos recomendados, se presentan en el siguiente epígrafe.



Fotografía 31. Rodal de monte bajo de encina en que por razones de clima, fisiografía y suelo, junto con tratamiento anterior, la masa presenta aspecto degradado. En estas condiciones está descartada la aplicación de mejoras por motivos ecológicos y socioeconómicos. Comarca del Alto Tajo (Guadalajara, 2004)



Fotografía 32. Rodal de monte bajo de encina en que por razones de clima, fisiografía y suelo, junto con tratamiento anterior, la masa presentaba un aspecto estancado, con altura de 5-6 m a una edad de más de 40 años. Se ha realizado una clara por lo bajo de peso moderado para reducir combustibilidad y mejorar vitalidad. Sort (Lleida, 2008).

3.4. DIRECTRICES GENÉRICAS DE TRATAMIENTO

Tras el diagnóstico del estado de la masa en cada rodal y buscando el objetivo de mejorar su vitalidad y resistencia frente a situaciones de futuro para mantener sus funciones, crecimiento y regeneración, procede asignarle un modelo estructural y pasar a aplicar las cortas o tratamiento más adecuado.

Los dos modelos genéricos más aplicables a nuestras masas de *Quercus* mediterráneos, en función de su estado actual, condiciones socioeconómicas y estación son los apuntados anteriormente: Monte medio regular (MMR) y Monte alto regular (MAR).

En correspondencia con los modelos, se describen los tratamientos o conjuntos de operaciones a aplicar: Plan de resalveo para MMR; Resalveo de conversión para MAR.

3.4.1. Plan de resalveo para MMR

Recordemos que el MMR se trata de una masa constituida por un estrato inferior, normalmente coetáneo, y un estrato superior, normalmente irregular, ambos formados por chirpiales, y que reciben respectivamente los nombres de sarda y resalvía (González Vázquez, 1938).

El procedimiento general para el monte medio regular está explicado y resumido en Serrada (2011), de donde extraen las siguientes orientaciones generales, con los matices aplicables al caso que nos ocupa:

- Inventariar por separado sarda y resalvía. Es importante tener información de la densidad y tamaño de los resalvos actuales.
- En las planificaciones clásicas, la fracción de cabida cubierta correspondiente a la resalvía no debe superar el 40-50%. En nuestro caso se propone una relativamente alta densidad de resalvos, entre 400 y 800 pies/ha, independientemente de su Fcc. No se imponen limitaciones para la superficie cubierta por el estrato superior.
- Decidir el turno, t , de la sarda, que será normalmente de 15 a 30 años, para nuestro caso mejor 20. Decidir el turno de la resalvía, T , múltiplo de t , y como máximo, en planes clásicos, cinco o seis veces mayor que él, para nuestro caso mejor 3 o 4.
- Fijar el plan de resalveo, aspecto sobre el que se insistirá más adelante.
- Sobre la sarda se aplican cortas de matarrasa, como si de un monte bajo regular se tratase, pero respetando un cierto número de pies (señalar para no cortar entre 400 y 800 pies/ha) para que entren a formar parte de la resalvía. Sobre el estrato superior se aplican las cortas marcadas por el plan de resalveo.

Plan de resalveo

En la resalvía se establecen clases artificiales de edad, de intervalo igual a t , y en un número no superior a cuatro o cinco. Estas clases reciben la siguiente denominación, en función de su edad (González Vázquez, 1948): entre t y $2t$: resalvos nuevos; entre $2t$ y $3t$: resalvos modernos; entre $3t$ y $4t$: resalvos antiguos de 1ª clase; entre $4t$ y $5t$: resalvos antiguos de 2ª clase; entre $5t$ y $6t$: solariegos o viejas cortezas.

Mediante el plan de resalveo se determina el número de pies que debe haber en cada clase, y por tanto, el número que se deberá cortar por entresaca en cada intervención. Se apearán preferentemente los chirpiales enfermos, dominados, deformados, etc. Para las mejoras que estamos proponiendo, en un contexto de mejora de montes bajos regulares, con o sin resalvos, el número de clases a mantener será del orden de 3.

Cortando cada 20 años en el tranzón toda la sarda menos los resalvos nuevos y entresacando los resalvos de edades superiores peor conformados, se obtiene una importante cantidad de leñas y se pasa a acotado al pastoreo. Durante los siguientes t años (20 años) no se aplican tratamientos de mejora.

Esta forma de masa puede ser muy interesante como etapa intermedia en la conversión de montes bajos regulares, con o sin resalvos, en montes altos irregulares a considerar como fustales sobre cepa.

Condiciones de aplicabilidad del método

En relación con las condiciones actuales y futuras de los montes de *Quercus* mediterráneos españoles, la aplicación de este método requiere las siguientes condiciones:

- Posibilidad de aplicar una gestión muy intensa, y no siempre sencilla. Es necesario asegurar una adecuada estructura y distribución en el piso superior o resalva con señalamientos realizados por personal experimentado. Hay que acotar al pastoreo periódicamente.
- Es necesario que el suelo posea profundidad, textura y fertilidad suficientes para permitir el desarrollo de los pies del piso superior. Todo ello dentro de una fisiografía y un clima favorables.
- Los resalvos deben presentar una buena resistencia fisiológica y mecánica que les permita soportar adecuadamente su aislamiento tras las cortas.
- La demanda de leñas es de interés por cantidad y precio, lo que puede compensar los gastos de gestión y operación.
- Aunque es aplicable a montes bajos regulares donde señalar resalvos nuevos por primera vez, en el caso de que el inventario indique presencia de resalvos en la masa actual, esta alternativa resulta muy recomendable.

3.4.2. Resalveo de conversión para MAR

La justificación del término *resalveo de conversión en monte bajo* que se utiliza para denominar a esta práctica selvícola se basa en lo siguiente: se denomina resalveo por ser una práctica que tiende a reservar tras las cortas los mejores pies de la masa, es decir, los resalvos, de modo que se acepta llamar resalveo a las claras efectuadas en un monte bajo; para evitar la posible confusión con los clásicos planes de resalveo de los montes medios regulares, se añade que se realizan en monte bajo; finalmente, se denominan de conversión por ser su objetivo acabar cambiando la forma fundamental de masa, para que en primer término se alcance un fustal regular (sobre cepa), y pasar a largo plazo, tras las cortas de aclareo sucesivo uniforme, a un verdadero monte alto.

Antes de describir el procedimiento de resalveo que se propone y de sus resultados, conviene centrar las *condiciones de aplicación* en relación con la morfología de la masa. Ya se ha indicado que las tipologías de los montes bajos regulares de una especie, incluso dentro de una reducida comarca en la que puede haber cierta constancia de los factores estacionales, son muy variadas a causa del diferente tratamiento e historia que cada rodal ha tenido a lo largo del tiempo.

La heterogeneidad apuntada conduce a que la extrapolación de resultados de trabajos de mejora o de decisiones acertadas en un determinado tipo de monte, sea difícil o peligrosa cuando se pretende generalizar a todas las masas definidas únicamente por la presencia de la especie y la forma fundamental. La propuesta de resalveo de conversión que se describe a continuación se ha concebido para ser aplicada en masas de monte bajo regular, montes bajos con resalvos y montes medios regulares, en los que como límite inferior de espesura, la densidad de pies con diámetro mínimo inventariable (2,5 cm) sea

de orden de 1.000 pies/ha, el diámetro medio sea de 5 cm y la altura media sea superior a 2 m. Este es el límite inferior para considerar que la masa no está degradada, se ha producido diferenciación sociológica de pies y la espesura es suficiente como para limitar el desarrollo actual. Unas características medias de masa en las que estas cifras pasan a ser superiores a: 2.000 pies/ha de densidad, 7 cm de diámetro medio y 4 m de altura, harán más efectivo y aconsejable el tratamiento si además se considera la resistencia frente al ganado de los pies remanentes.

Como *cuestión previa y muy importante* en relación con el caso, hay que hacer notar que a cualquier reducción de espesura que se haga sobre un monte bajo, la masa responde induciendo una brotación. Esto es una característica trascendente en el caso de los *Quercus mediterráneos*.

Según la especie y la estación predominará uno o varios de los siguientes mecanismos: brote de cepa; brote de raíz; brotes epicórmicos sobre los fustes y ramas gruesas de los resalvos. La cantidad de brotes es proporcional a la reducción de espesura que se haya producido (Figura 7). El hecho de que la cantidad de brotes sea muy grande es perjudicial por la competencia que inducen, por el agua y los nutrientes, sobre la masa reservada. A su vez la masa reservada reduce la iluminación sobre los brotes, retrasando su desarrollo y reforzando en este sentido la acción del pastoreo.

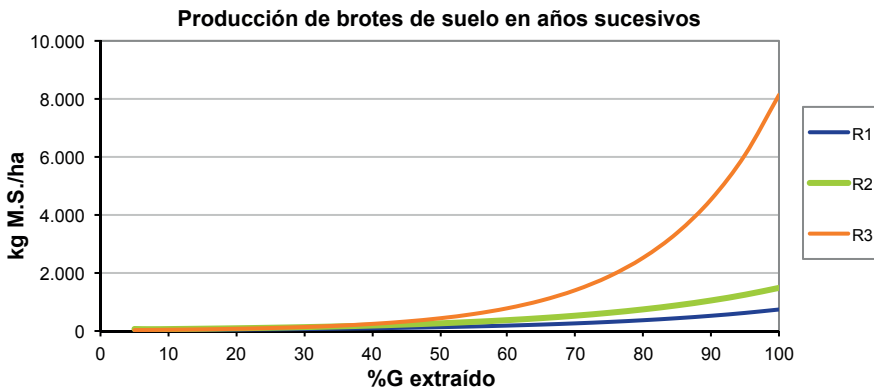


Figura 7. Representación gráfica de la estimación del rebrote de suelo en un tallar envejecido de encina (El Recuenco, Guadalajara) los tres años posteriores a las claras. %Gextr: peso de clara expresado como porcentaje del área basimétrica inicial extraída; R1: producción de brotes de suelo, en kg de materia seca /ha, tras el primer periodo vegetativo posterior a las claras; R2: como R1, pero tras dos periodos vegetativos; R3: como R1, pero tras tres periodos vegetativos. (Bravo Fernández, 2003).

Por tanto, la reducción debe ser paulatina y no exagerada desde el punto de vista selvícola, pero no tanto como para que el coste de repetidas intervenciones de escasa intensidad haga inviable la conversión desde el punto de vista económico.

La propuesta de ejecución de los resalvos de conversión es un plan de claras sobre una masa más o menos regular, procedente de recepes y se resume en los siguientes puntos:

Edad para primera clara y rotaciones

La *edad para la primera clara* ha quedado indicada al referir la estructura y espesura recomendable de aplicación. Las alturas de 4 m y diámetros de 7 cm se alcanzan en las especies de referencia con edades del orden de 20 a 40 años, es decir entre una y dos veces la edad del turno en monte bajo aunque en buena calidad de estación pueden ser inferiores.

Se planificarán claras sucesivas, con rotación de 10 a 12 años para la encina (Figura 8), de 15 años para el rebollo y de 20 años para el quejigo, para calidades medias de estación, según experiencias en el centro de la Península Ibérica. Esta propuesta se formula por comprobación del plazo en que el aumento de crecimiento inducido por el primer resalveo se atenúa (Bravo Fernández, 2003). Se comprueba que la especie que requiere menor rotación es la encina y que la respuesta más lenta y la rotación más larga corresponden al quejigo, siempre dentro de las zonas estudiadas.

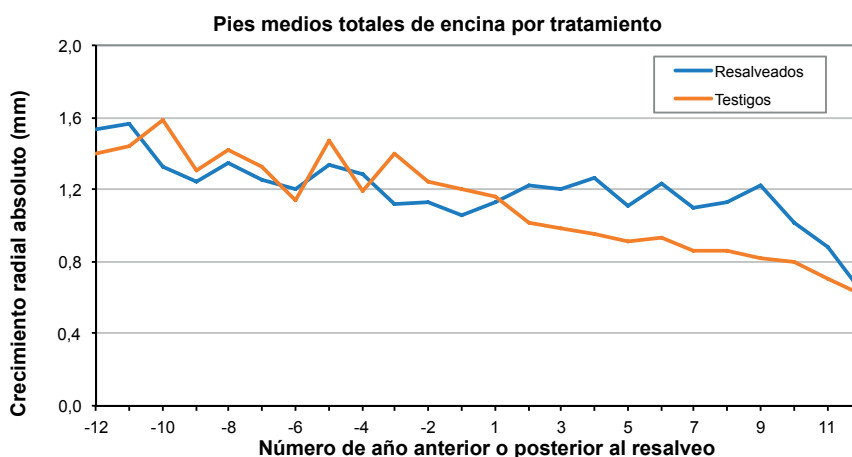


Figura 8. Crecimiento radial anual absoluto (mm/año) del pie medio total de todas las parcelas resalveadas de encina, y de todas las testigo de encina, en los doce años anteriores y posteriores a las claras. Se hace coincidir el año en que se realizó el resalveo en todos los casos. R: resalveadas. T: testigo. (Bravo Fernández, 2003).

Mantenimiento de la densidad de cepas

Una precaución importante en la ejecución de los resalveos es que en ningún caso, para las dos primeras intervenciones, se deberán aprear todos los pies de una cepa o mata, incluso en el caso de que todos sean deficientes. En caso contrario se pierde la viabilidad de dicha cepa al no producirse un acotado al pastoreo, lo que rebajará la densidad de cepas y se tiende a limitar la posibilidad de una vuelta al monte bajo regular. Por otra parte, como la deficiencia apuntada se refiere a un escaso desarrollo relativo de los pies, pudiera suceder que esta situación no sea debida a un mal estado fisiológico de la cepa sino a su edad relativamente más baja o a que se trate de posibles brinzales que han sufrido la competencia del resto de la masa.

Naturaleza y tipo de las claras

Los resalveos o claras en monte bajo serán selectivas y por lo bajo. Se extraerán preferentemente los pies dominados, deformes, torcidos, inclinados y puntisecos. A igualdad de condiciones de calidad entre todos los pies de una cepa o mata se extraerán preferentemente los del interior de la misma para favorecer el traslado. Por tanto, el criterio de señalamiento (de pies a apejar o a reservar) tomará como elemento de referencia a cada cepa o mata, lo que requiere su identificación sobre el terreno. Las claras serán necesarias aunque entre las cepas o matas no exista tangencia de copas (monte bajo adeshado), ya que la competencia se manifiesta con mayor intensidad entre los chirpiales de una misma cepa que entre las cepas (Fotografía 33).



Fotografía 33. Mata de encina a la que se ha aplicado un resalveo moderado, selectivo y por lo bajo. Budia (Guadalajara, 2009).

Los pies dominados extraídos en el conjunto del rodal y señalados selectivamente dentro de cada cepa o mata resultan ser una biomasa “parásita”. Su escasa superficie foliar y la falta de iluminación que padecen hacen que la savia bruta que reciben no sea empleada eficientemente. Por eso, los pies dominantes que quedan tras la clara, al aumentar su abastecimiento en savia bruta, responden con mejora de su crecimiento longitudinal y diametral y, sobre todo, con un aumento del tamaño de su copa y de su superficie foliar, mejorando su vitalidad y posibilidad de fructificación.

Peso de las claras

La determinación del peso de cada intervención es una de las decisiones más delicadas. Ya se ha explicado que si es demasiado fuerte, la brotación inducida compromete el desarrollo de los resalvos e incluso hemos observado la muerte de los mismos y, por otra parte, si es demasiado débil su efecto no es importante y obliga a reducir la rotación con un incremento de costos innecesario, para conseguir mejorar el crecimiento de la masa remanente que, en todas las experiencias, se manifiesta como directamente proporcional al peso (Fotografía 34).

Las experiencias que se han ido realizando para encontrar el peso adecuado en los resalveos se han basado en, por una parte, comprobar el brote inducido por las diferentes extracciones (Figura 7), y en, por otra parte, comprobar el desarrollo longitudinal, diametral y del tamaño de copa de la masa remanente.

En la determinación del peso para el primer y segundo resalveo, una propuesta importante se concreta en que debe ser fijado en valor relativo respecto de la espesura inicial,

preferentemente y por facilidad en la ejecución en valor relativo de la densidad, pues la propuesta de una espesura resultante, en caso de densidades iniciales altas, puede inducir brotaciones excesivas.

Resumimos, por especies las propuestas a las que se han llegado respecto del peso, con cita de las obras donde se reflejan las experiencias:

- *Quercus faginea*. Según San Miguel *et al.* (1984), Montero *et al.* (1995), Serrada *et al.* (1995), Baeza (2002) y Bravo Fernández (2003), el peso máximo de un resalveo no debe superar el 50% de la densidad y/o el 25% del área basimétrica. Un peso mínimo puede ser la extracción del 33% de la densidad.
- *Quercus pyrenaica*. Según San Miguel (1985), Montero *et al.* (1995), Cañellas *et al.* (2004), el peso máximo de un resalveo no debe superar el 60% de la densidad y/o el 33% del área basimétrica. Un peso mínimo puede ser la extracción del 50% de la densidad.
- *Quercus ilex*. Según Serrada *et al.* (1995), Gracia *et al.* (1997), Gracia *et al.* (2001), Bravo Fernández (2003), el peso máximo de un resalveo no debe superar el 70% de la densidad y/o el 50% del área basimétrica. Un peso mínimo puede ser la extracción del 50% de la densidad.



Fotografía 34. Izquierda: un peso moderado en el resalveo reduce la brotación inducida. Peralveche (Guadalajara, 2004). Derecha: un peso fuerte genera gran brotación. Saelices (Guadalajara, 2004). En ambos casos, tallar envejecido de encina un par de años después del resalveo.

Otros tratamientos parciales

En los pies reservados puede ejecutarse una poda hasta la mitad de su altura en caso de que interese facilitar el tránsito por el monte y reducir el riesgo de incendios. Si las ramas están secas por poda natural o tienen menos de 4 cm de diámetro, se puede ejecutar la poda a la vez que el resalveo. Posibles podas de formación se realizarán unos años después para no inducir exceso de brotes epicórmicos.

El terreno podrá ser *desbrozado*, por roza con motodesbrozadora, para favorecer el tránsito, reducir riesgo de incendios y facilitar el aprovechamiento pastoral. Se procederá a la extracción de las leñas gruesas y finas, y si es posible también de la chasca.

Se eliminarán los *restos* del desbroce por roza y de la poda y de la chasca no extraída. Las alternativas de ejecución para esta eliminación pueden ser las siguientes: quema en montones durante el invierno; astillado a lo largo de todo el año; aplicación de un desbroce mecanizado por trituración.

Época de ejecución

Respecto de la época del año adecuada para ejecutar el resalveo se puede razonar en el siguiente sentido: si la brotación inducida es inconveniente e interesa fomentar el pastoreo, se hará en plena actividad vegetativa para debilitar el brote y aportar ramón al ganado. Serán los meses de agosto y septiembre los más indicados, al coincidir con la mínima producción herbácea natural en el monte. Sin embargo, esta práctica puede no ser bien entendida por la población rural, a la que es preciso imponer la restricción de cortas para leña dentro de la paralización vegetativa.

Gestión posterior de rodales resalveados

No se producirá el acotado al pastoreo en la superficie tratada, al contrario, se inducirá el careo relativamente intensivo con ganado vacuno y cabrío para controlar el rebrote y la invasión del matorral heliófilo, quien tendrá mejores oportunidades al aumentarse la iluminación sobre el suelo. Para que la carga ganadera sea efectiva en esta función, la superficie anual de tratamiento dentro de una determinada unidad administrativa debe ser del orden de 50 ha.

En caso de actividad pastoral intensa, las condiciones fisiográficas de los montes en los que aplicar el tratamiento descrito deben ser limitadas. Se propone en principio que la pendiente sea inferior al 35%. En pendientes superiores, aparte del riesgo de inducir fenómenos erosivos por causa de la reducción de espesura y de la intensificación del pastoreo, los suelos suelen sufrir una exportación de nutrientes hacia zonas dominadas (San Miguel *et al.*, 1984) y, en su caso, procesos erosivos.

Los resalveos en zonas de pendiente superior al 35% o cuando no sea previsible un intenso aprovechamiento pastoral, se aplicarán reduciendo el peso recomendado en los apartados anteriores.

La actual demanda de leñas, para consumo local y de segundas residencias, puede ser abastecida con una adecuada planificación de las mejoras por resalveo de conversión. Con esta forma de proceder se aumentan los costos de saca y la probabilidad de daños ocasionados por la misma, respecto de las tradicionales cortas a hecho, lo que obliga a cuidadosos señalamientos y a un cambio de mentalidad entre las personas implicadas. La aplicación de las leñas obtenidas a la producción de energía como alternativa a las fuentes convencionales puede ayudar a financiar estas necesarias mejoras de los montes bajos regulares.

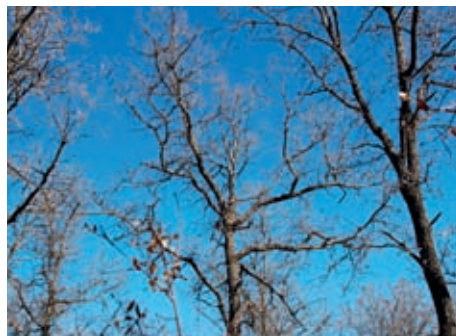
En relación con el futuro de estas masas, suponiendo que el resalveo se inicia con edad de 20 a 40 años, con diámetro medio de 5 a 15 cm, al cabo de tres resalveos tendrá una edad entre 50 y 76 años y con diámetro del orden de 20 cm, por lo que podrá ser considerado como un fustal sobre cepa, con fracción de cabida cubierta cercana al 80% (Fotografía 30). A partir de este momento caben tres evoluciones posibles:

1ª mantener la espesura con claras débiles para obtener fustes maderables (Fotografía 35) con un turno del orden de 100 a 120 años en el que aplicar cortas de aclareo sucesivo uniforme;

2ª recepar y volver al monte bajo, pues hasta este momento se habrá conservado la misma densidad de cepas;

3ª intensificar las claras para conducir la masa a un adehesamiento con fracción de cabida cubierta del 30 al 50% y cortas de regeneración por entresaca.

La opción adecuada la marcará el interés económico que en el plazo apuntado puedan tener las maderas, las leñas, o el ganado, respectivamente.



Fotografía 35. Quejigar en monte bajo. Recepe en 1960, primer resalveo con 20 años en 1980, segundo resalveo con 44 años en 2004, foto en 2006. Cifuentes (Guadalajara). Izquierda: foto de detalle de una copa con guías secas centrales y desarrollo lateral inducido por resalveo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alcamo, J.; Moreno, J. M.; Nováky, B.; Bindi, M.; Corobov, R.; Devoy, R.; Giannakopoulos, C.; Martin, E.; Olessen, E.; Shvidenko, A. 2007. "Europe". En: Parry, M. L.; Canziani, O. F.; Palutikof, J. P.; van der Linden, P. J.; Hanson, C. E. (eds.). *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assesment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, p. 541-580.
- Baeza, E. 2002. *Modelo de crecimiento en masas de monte bajo de quejigo (Quercus faginea Lamk.) en Guadalajara*. Proyecto Fin de Carrera. ETSI Montes. UPM.
- Bravo Fernández, J. A. 2003. *Resalveos de conversión en montes bajos de la región central de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Bravo Fernández, J. A.; Roig, S.; Serrada, R. 2008. *Selvicultura en montes bajos y medios de encina (Quercus ilex L.), rebollo (Q. pyrenaica Willd.) y quejigo (Q. faginea Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas*. En: Serrada, R.; Montero, M. y Reque, J. (editores): *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. 2008. INIA y FUCOVASA. Madrid. p. 658-744
- Cañellas, I.; Del Río, M.; Roig, S.; Montero, G. 2004. "Growth response to thinning in *Quercus pyrenaica* Willd. coppice stands in Spain central mountain". *Ann. For. Sci.* 61 (2004): 243-250.
- Ceballos-Escalera, J. M.; Serrada, R.; Sanjuán, A.; Aroca, M. J. 2009. "Resultados preliminares de tratamientos de mejora, por decapado y subsolado, en montes bajos degradados de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en Gascones (Madrid)". *Actas del V Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales y Junta de Castilla y León. Ávila 21 a 25 de septiembre de 2009.
- Ciancio, O. 1990. "La gestione del bosco ceduo: analisi e prospettive". *L'Italia Forestale e Montana*, 1: 5-10.
- Ciancio, O.; Nocentini, S. - 2004. *Il Bosco Ceduo*. Academia Italiana di Scienze Forestali. Florencia. 721 p.
- González Vázquez, E. 1938. *Selvicultura. Libro Primero. Fundamentos naturales de la selvicultura. Los bosques ibéricos*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Valencia. 474 p.
- González Vázquez, E. 1948. *Selvicultura. Libro Segundo. Estudio cultural de las masas forestales y los métodos de regeneración*. Residencia de Profesores. Ciudad Universitaria. Madrid. 434 p.
- Gracia, C.; Bellot, J.; Sabaté, S.; Albeza, E.; Djema, A.; León, B.; López, B.; Martínez, J. M.; Ruiz, I.; Tello, E. 1997. "Análisis de la respuesta de *Quercus ilex* L. a tratamientos de resalveo selectivo". En: R. Vallejo (Ed.) *La restauración de la cubierta vegetal de la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia, p. 547-601.
- Gracia, C.; Sabaté, S.; López, B.; Sánchez, A. 2001. "Presente y futuro del bosque mediterráneo: balance de carbono, gestión forestal y cambio

global". *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis Funcional. Simposio de la Sociedad Española de Ecología Terrestre*. Granada, del 11 al 13 de febrero de 2000. Colección Textos Universitarios, nº 32. CSIC. AEET, p. 351-372.

Lanier, L. 1986. *Précis de Sylviculture*. ENGREF. Nancy. 477 p.

Madrigal, A. 1994. *Ordenación de montes arbolados*. Col. Técnica. ICONA. Madrid. 375 p.

Montero, G.; Canellas, I.; San Miguel, A. 1995. *Informe anual del Grupo de Trabajo 07 (CIFOR-INIA) para el Proyecto MEDCOP*. 2nd. General Meeting of the MEDCOP Project. Septiembre de 1995. Departamento de Silvopascicultura UPM. Madrid y Bragança.

San Miguel, A. 1985. "Variaciones producidas en un pastizal arbolado con rebollos (*Quercus pyrenaica* Willd.) por claras de distinta intensidad". *Anales I.N.I.A. Serie Forestal*. 9: 97-104.

San Miguel, A.; Montero, G.; Montoto, J. L. 1984. "Estudios ecológicos y silvopascícolas en un quejigal (*Quercus faginea* Lamk.) de Guadalajara. Primeros resultados". *Anales del INIA. Serie Forestal*. 8: 153-166.

Serrada, R. 2011. *Apuntes de Selvicultura*. Fundación Conde Valle de Salazar. ETSIM. EUITF. Madrid. 502 p. + CD.

Serrada, R.; González, I.; López, C.; Marchal, B.; San Miguel, A.; Tolosana, E. 1993. Tipificación dasométrica de rebollares (*Quercus pyrenaica* Will.) de la Comunidad de Madrid. Alternativas silvopastorales. Diseño de un plan experimental. *Actas del I Congreso Forestal Español*. Tomo II, pags. 623 a 631. SECF. Xunta de Galicia. Pontevedra.

Serrada, R.; Bravo, A.; Revilla, C. 1995. *Informe anual del Grupo de Trabajo 05 (UPM) para el Proyecto MEDCOP*. 2nd. General Meeting of the MEDCOP Project. Septiembre de 1995. Departamento de Silvopascicultura UPM. Madrid y Bragança.

4. ADAPTACIONES EN LAS ACTUACIONES DE REGENERACIÓN

4.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

Los tratamientos de regeneración son los más importantes y complejos de la práctica selvícola y de ellos depende la sostenibilidad. Por tanto, también son trascendentes en relación con los impactos negativos del cambio global.

Se refiere el presente capítulo, hablando de regeneración, al modo y al plazo en que se sustituye una masa existente por otra, cuya estructura y composición serán las que mejor se adapten a la función preferente. Estos tratamientos son muy variados y han sido ensayados con éxito en todos los ámbitos. Tratar de exponer en este capítulo los fundamentos y práctica de tantos procedimientos o sistemas selvícolas desborda la intención y contenido del trabajo.

Por tanto, el contenido se limitará a referir las adaptaciones que los procedimientos de regeneración deben adoptar respecto a su práctica habitual teniendo en cuenta las nuevas condiciones que implica el *cambio global* y, por supuesto, únicamente referidas a las masas de *Quercus* mediterráneos españolas.

Los efectos del cambio global y las posibles acciones de mejora en los montes que nos ocupan han sido expuestos en capítulos anteriores. De su lectura se deducen, y justifican, los casos que van a ser abordados ahora. Son temas y preguntas que han quedado pendientes y que, a pesar de su aparente heterogeneidad, tienen en común el objetivo de hacer aparecer nuevas masas más vigorosas, más funcionales y más resilientes.

La enumeración de los casos a tratar, es a la vez el índice del presente capítulo:

- Montes bajos degradados.
- Montes de *Quercus* mediterráneos que han sufrido incendios.
- Tratamiento de montes bajos convertidos en fustales sobre cepa.
- Regeneración en dehesas.
- Tratamiento de montes bajos irregulares.
- Densificación de masas.
- Reforestaciones con *Quercus* mediterráneos.

La regeneración natural se presenta como procedimiento más eficaz y necesario en la gestión de las masas forestales frente a un cambio cuya intensidad y signo es incierto, con el fin de aumentar la diversidad genética que dé oportunidad a ejemplares mejor adaptados. Queda como último recurso la regeneración artificial por reforestación.

4.2. MONTES BAJOS DEGRADADOS

En el capítulo anterior se excluyó la posibilidad de aplicar resalveos de conversión u otras mejoras a los que hemos denominado montes bajos degradados. La mejora de éstos dependerá a su vez de su origen y tipología.

Resumiendo, los montes bajos degradados quedan definidos como aquellos que con una edad avanzada, más de 10 años, no han alcanzado una espesura suficiente manifestada bien en una pequeña altura, inferior a dos metros, aunque con una alta densidad, bien en unas muy bajas densidad y área basimétrica, sin competencia importante dentro de las cepas.

En casos excepcionales, los montes bajos degradados pueden tener su origen en una importante limitación estacional, como puede ser el límite altitudinal superior para algunos rebollares y encinares que no pasan del porte arbustivo, o la escasa profundidad y alta pedregosidad del suelo, frecuentemente asociadas a la fuerte pendiente, que dan lugar a melojares, encinares y quejigares de muy escasa talla o espesura (Fotografía 36). En estas situaciones no cabe ninguna actuación de mejora, la talla y la espesura no mejorarán por la acción de los resalveos. Estos montes, según el signo del cambio climático y el factor limitante, pueden mejorar o empeorar en lo sucesivo. Por este motivo, estas masas pueden ser un interesante observatorio para estudiar los efectos del cambio global. Queda descartada la aplicación de tratamientos de mejoras o de regeneración.



Fotografía 36. Ejemplos de montes bajos con limitaciones estacionales donde no cabe la aplicación de actuaciones de mejora. Izquierda: encinares sobre suelos de escasa profundidad (Sierra de Cazorla, Jaén). Derecha: encinares sobre suelos escasos y elevada pendiente cerca de su límite altitudinal en los Pirineos. Escart (Lleida).

Por otra parte, al poseer una gran capacidad de regeneración, las masas de *Quercus* mediterráneos, aún con aspecto lamentable y degradado, son muy abundantes en España. Estos montes bajos degradados proceden de prácticas anticulturales reiteradas e históricas (cortas sin acotado al pastoreo, roturaciones para cultivos agrícolas, incendios periódicos y combinaciones sucesivas de las tres acciones mencionadas). En estos casos si es posible plantear alguna mejora.

Sin pretender agotar todas las situaciones posibles, se comentan algunas experiencias cuyo objetivo es regenerar las masas a partir de las degradadas estructuras presentes:

- Caso de masas con alturas inferiores a 2 m, edades superiores a 10 años, fracción de cabida cubierta alrededor de 50%, en cualquier localización, más frecuentemente de encina. En este caso se ha comprobado como eficaz realizar un recepe completo o parcial de las matas bajas y aplicar un estricto acotado al pastoreo. La brotación es vigorosa, viable, y sobre ella, al cabo de al menos 10 a 20 años puede iniciarse el resalveo de conversión. La forma de recepar debe ser lo más ajustada posible al suelo o incluso bajo su superficie, aplicándose a ambas operaciones la denominación de corta entre dos tierras (De Simón y Bocio, 1999).
- En rebollares degradados de la vertiente sur del Sistema Central, la aplicación de acciones mecánicas de decapado y subsolado parece que ayudan a dinamizar las masas degradadas y estancadas (Ceballos-Escalera *et al.*, 2009).

4.3. MONTES DE *QUERCUS* MEDITERRÁNEOS QUE HAN SUFRIDO INCENDIOS

Los grandes incendios forestales, como consecuencia del cambio global, serán más frecuentes y afectarán a masas y pies de *Quercus* mediterráneos de muy diferente tipología y edad. Tras el paso del fuego y en función de su velocidad o intensidad, se produce la muerte de toda la parte aérea, pero en algunos casos quedan, sobre fuste y ramas gruesas, tejidos vivos.

El tratamiento urgente y necesario es el recepe, antes de la brotación de la primavera siguiente, de todos los tallos afectados, incluso en el caso de que no hayan muerto del todo. Se trata de permitir una más vigorosa brotación capaz de recuperar la espesura original de forma natural y en breve plazo, evitando la profusión de brotes epicórmicos de escasa viabilidad, que competirán con la brotación de cepa o de raíz. Esta tarea, de urgente y ágil ejecución, debe ser entendida como una mejora y no como un aprovechamiento. Las leñas y maderas así obtenidas, si no tienen ninguna posibilidad de comercialización o empleo local, tras el recepe, pueden quedar depositadas en cordones en curva de nivel sobre lugares en los que no sea previsible la brotación (Fotografía 37).



Fotografía 37. Izquierda: recepe en invierno de la zona quemada el verano anterior (julio de 2005). Derecha: rebrote del rebollo en la primavera siguiente. El Rodenal (Guadalajara).

Esta importante acción debe aplicarse a todas las masas o individuos afectados por el fuego, independientemente de su tipología y especie, aunque con las excepciones que luego se apuntan. En todas las situaciones, el correcto proceder consiste en la corta a hecho de toda la masa afectada, a ser posible antes del 1 de abril siguiente al incendio. Hay que favorecer que la brotación de la primavera siguiente sea vigorosa y lo más viable posible, que sea de raíz o de cepa, evitando la masiva brotación por epicórmicos desde tejidos de fuste o rama no afectados por el fuego, o en caso de muerte total de la parte aérea, evitar el trastorno por parte de las leñas muertas sobre los brotes. En este sentido, se puede entender que el incendio es un equivalente a un recepe clásico, aunque fuera de la edad del turno y fuera de la época más adecuada.

Paradójicamente, la necesidad del recepe en las especies brotadoras es tanto mayor cuanto menor sea la intensidad del incendio, siempre que esta intensidad haya sido suficiente como para provocar defoliaciones y daños en el floema de los fustes (Fotografía 38). Las cepas que pierden, por efecto del calor, una parte de su superficie foliar, son las que en mayor medida van a presentar una brotación con diversos orígenes simultáneos, con desarrollo futuro más complicado y con mayor probabilidad de pudriciones y ataques de xilófagos sobre los fustes.

Las desecaciones parciales de los fustes perjudican la circulación de la savia bruta por el xilema, quedando los pies en difíciles condiciones frente a la sequía. Otro argumento para avalar el recepe total e inmediato, tanto más necesario cuanto menor sea la intensidad del fuego, es considerar que la biomasa de fustes y ramas gruesas que han perdido su superficie foliar, se convierte en consumidora neta, dificultando la necesaria recuperación de la superficie foliar. Cuando el incendio es de alta intensidad y la masa de pequeño diámetro, se puede entender que el daño sobre el floema de los fustes ha sido grande y está justificado el apeo completo. Si los fustes son gruesos, más de 20 cm, se puede comprobar el daño sobre el floema haciendo chaspes a la altura normal un mes después del incendio: se manifiestan las necrosis por oscurecimiento en floema y xilema cercano (Fotografía 39). Los daños sobre fustes justifican el apeo o recepe.



Fotografía 38. La necesidad del recepe en las especies brotadoras es tanto mayor cuanto menor sea la intensidad del incendio. Izquierda: alta intensidad de incendio, el brote mayoritario es de raíz, más viable. Derecha: menor intensidad de incendio, el brote mayoritario es epicórmico, de menor viabilidad, fustes dañados, perjudican ambos al brote de raíz. Rebollares que padecieron el incendio de 2005 en la Comarca del Rodenal (Guadalajara). Fotos tomadas en julio de 2006.



Fotografía 39. Se puede comprobar el daño sobre el floema haciendo chaspes a la altura normal un mes después del incendio. Centro: ejemplar de quejigo afectado por incendio. Izquierda: chaspe en ese ejemplar a sotavento del incendio, se observa floema vivo de color rosado. Derecha: chaspe en ese ejemplar a barlovento del incendio, se observa floema dañado y ennegrecimiento del mismo. Los daños sobre fuste pueden aconsejar el recepe. Incendio en Chequilla (Guadalajara) a primeros de agosto de 2012, fotos tomadas a primeros de septiembre de 2012.

La excepción a la recomendación de recepar y eventualmente acordonar, tras troceado, los restos obtenidos, se refiere, en primer lugar, al alcornoque. En función del espesor del corcho y de su edad (edad del pie o años transcurridos desde el descorche) y de la intensidad del incendio, puede darse el caso de que sea previsible que los pies gruesos

resistan adecuadamente y no sea preciso apearlos. El primer descorche tras el incendio se deberá realizar a los tres años, siempre que se haya superado el turno de descorche. Las aplicaciones tecnológicas del corcho obtenido en esta situación no son muy favorables, pero hay que realizar el descorche para que la superficie de descorche no sufra rugosidades y para que en los descorches futuros el corcho se dé bien. En relación con las medidas a tomar tras los incendios en alcornoques, se recomienda la lectura del texto de Cardillo y Bernal (2003) donde se dan directrices para tomar la difícil decisión de apea o esperar frente a un alcornoque soflamado. Una espera innecesaria puede perjudicar la capacidad de brote futura y un apeo precipitado invalidar una recuperación favorable tras la cual todo el problema resulte ser un alargamiento del turno de descorche en dos o tres años.

La segunda excepción a la recomendación del recepe inmediato tras el incendio se refiere a los rebollares degradados (Serrada, 2011) o de edad superior a 10 años y talla menor de 2 metros. Son masas, a veces denominadas bardas, de uso pastoral y con probable origen en incendios seguidos de pastoreo, aunque también pueden tener su origen en una mala condición estacional. En estas masas, el recepe tras el fuego no es previsible que modifique favorablemente la estructura inicial. Estas masas pueden quedar dos o tres años acotadas al pastoreo como única medida de rehabilitación (Fotografía 40).



Fotografía 40. En masas degradadas, el recepe tras el fuego no es previsible que modifique favorablemente la estructura inicial. En primer término, rebollar degradado que sufre incendio en julio de 2005, foto tomada en agosto del mismo año. Ciruelos del Pinar (Guadalajara).

El siguiente e ineludible paso tras el recepe, como por otra parte ha venido siendo habitual en las técnicas selvícolas del monte bajo, es el riguroso acotado al pastoreo. La necesidad de acotar al pastoreo, en la selvicultura general, tiene mayor exigencia en el monte bajo que en el monte alto. El hecho de una predación sobre un regenerado de monte alto destruye los brinzales, pero en la medida en que queden pies de reserva, se produce una nueva diseminación y nuevas oportunidades para la regeneración. Al contrario, en el monte bajo la destrucción de los incipientes chirpiales puede conducir a un agotamiento de la cepa al no respetarse los plazos de recuperación, con la posible muerte de la misma o la inviabilidad del crecimiento longitudinal de los brotes, dando lugar a un monte bajo degradado.

La duración del acotado (estado de tallar) en España para especies del género *Quercus* es de 5 años para la oveja; 8 años para la cabra; y 10 años para el vacuno, dando cifras conservadoras.

Pasado el estado de tallar, el monte bajo regular resultante del incendio y su consecuente recepe, puede ser tratado mediante resalveos de conversión. En estudios llevados a cabo en el incendio de la Comarca del Rodenal (Guadalajara, 2005) en parcelas de monte bajo de rebollo (Serrada *et al.*, 2009), al segundo año únicamente superan la mitad de la altura media el 42% de los brotes nacidos durante el primer año. Los brotes dominados pasan a ser muy numerosos. Esta diferenciación sociológica natural aconseja esperar varios años, al menos 6 a 10, para realizar una selección artificial de brotes.

No es frecuente, en la silvicultura aplicada española, proceder recepando según se ha indicado. Los motivos son de diferente signo: por una parte, se produce un desconocimiento de esta necesidad que centra el futuro de la masa en la nueva brotación que tiene que venir, junto a un conservadurismo mal entendido que confía en la recuperación de los ejemplares afectados, lo que queda acreditado observando cómo, en la eliminación de pies quemados en pinares, se suelen dejar en pie rebollos, encinas o quejigos afectados por el fuego; por otra parte, la falta de agilidad presupuestaria que debería ser capaz de consignar fondos, redactar proyectos y adjudicar obras en el plazo comprendido entre el incendio (agosto/septiembre) y la brotación (marzo).

4.4. TRATAMIENTO DE MONTES BAJOS CONVERTIDOS EN FUSTALES SOBRE CEPA

En los montes bajos regulares en conversión por resalveo, tras la aplicación de un número de claras variable con la especie, la estación y el estado selvícola de la masa y partiendo de una fracción de cabida cubierta del orden del 100% y de un diámetro medio normal igual o mayor que 8 cm, se estima que tras aplicar tres resalveos se llegará a un fustal sobre cepa con fracción de cabida cubierta próxima al 80% y diámetro normal medio del orden de 20 cm. Se está suponiendo que se parte de un tallar que cubre uniformemente la superficie, aunque con bastante frecuencia aparece un mosaico de cepas y de rasos, en cuyo caso también podrá ser conveniente aplicar el resalveo, tomando como referencia la espesura inicial y final de dentro de dichas cepas. El plazo para alcanzar el fustal sobre cepa estará entre 30 y 60 años.

A partir de esta situación, entre el abanico de numerosas posibilidades que se plantean para la gestión de estas masas, parece que las tres más posibles son las siguientes (Serrada *et al.*, 1998):

a) Vuelta al monte bajo. Es una alternativa técnicamente posible y sencilla –bastaría recepar–, únicamente justificada si las leñas volviesen a ser valoradas en mercado. En ese caso, lo más adecuado sería instalar un monte medio regular (MMR) cuya resalvía se modela dentro de los pies del fustal sobre cepa y cuya sarda procederá del brote producido por cortas de alta intensidad. Únicamente es planteable en las condiciones estacionales y de composición específica adecuadas y siempre que sea prioritario obtener una alta producción de leñas.

b) Adhesamiento progresivo. En las estaciones de mejor calidad, y especialmente en masas de encina, especie menos vecera que rebollo y quejigo, ésta podría ser una interesante opción siempre y cuando tenga sentido económico y social. Para ello, habría que seguir haciendo claras, hasta llegar a densidades del orden de 100 pies/ha, con fracción de cabida cubierta del 30 al 50%, y manteniendo y regulando el pastoreo.

c) Conversión a monte alto. El tratamiento de resalveo de conversión en monte bajo, o cualquier otro de similar objetivo, pretende en definitiva conseguir finalmente la sustitución de los chirpiales por brinzales. Tras la aplicación de las sucesivas claras, se llegaría a un fustal regular sobre cepas; si la estación y el estado de las cepas permiten la producción de suficiente bellota viable, la masa podría entonces ser tratada mediante aclareo sucesivo

uniforme, para llegar a un verdadero monte alto regular compuesto por brinzales.

Obviamente, durante las cortas de regeneración habría que observar un estricto acotado al pastoreo. Esto requiere la producción de semilla viable, y en su ausencia, para conseguir los primeros brinzales en cantidad suficiente habría que recurrir a siembra o plantación. En este sentido Bravo Fernández (2003) ha realizado ensayos de germinación con bellotas procedentes de tallares envejecidos de encina en los que no se pudo localizar brinzal alguno en campo, encontrando porcentajes de germinación variables según el tamaño de las bellotas y su estado en relación con el ataque de insectos, pero que se sitúan entre el 45 y el 85 % para bellotas grandes y sanas. Por tanto, la ausencia de brinzales no se deberá tanto a razones intrínsecas de las bellotas como a cuestiones de tipo ecológico, relacionadas con las elevadas espesuras existentes en estas masas.

Teniendo en cuenta que el fustal sobre cepa inducido por las mejoras, según especies, inicio de la conversión y estaciones, puede tener edades de 50 a 90 años, parece razonable fijar turnos en masa regular para iniciar la regeneración por semillas entre 120 y 140 años.

Se plantea ahora una importante cuestión. Una vez conseguido el fustal sobre cepas, o incluso la conversión a monte alto regular, ¿no se producirán intensos episodios de brotación con las mismas cortas de regeneración? De nuevo la comparación con lo que ocurre en otros países europeos no nos vale del todo: nuestras especies parecen ser más rebrotadoras. De producirse realmente una intensa brotación, se podría dominar como sabemos mediante elevadas cargas temporales de ganado durante los primeros años, pero que serían incompatibles con el regenerado por semilla, de modo que habría que recurrir al uso de motodesbrozadoras, con lo que se incrementarían sensiblemente los costes de gestión, además de ser una operación que requeriría mucho cuidado para respetar los brinzales. Para proponer soluciones prácticas en este sentido habrá que esperar a ensayos sobre masas que en el momento actual están en la fase de mejora.

En otro orden de cosas, el interés por conocer hasta qué edad conservan su capacidad de brotar con vigor las especies que nos ocupan, puede tener un objetivo contrario. Al encontrarnos con pies de *Quercus* mediterráneos de edades muy elevadas, escaso vigor, serios problemas sanitarios, escasa producción de bellota, afección por incendios..., situación muy frecuente, y que cada vez lo será más, en las dehesas actuales de estas especies y en antiguos montes adehesados que ahora aparecen generalmente como montes bajos o medios con algunos pies dispersos muy añosos, sería muy bueno tener ciertas garantías sobre si la corta de dichos individuos antes de su muerte en pie provocará la emisión de un rebrote suficiente en cantidad y vigor como para asegurar, al menos, su renovación vegetativa individual. Esta cuestión se plantea en el siguiente epígrafe.

4.5. REGENERACIÓN EN DEHESAS

La forma fundamental de masa, u origen de los pies que la forman, de una dehesa, constituida mayoritariamente por *Quercus* mediterráneos, puede ser indistintamente el monte alto o el monte bajo. Sería preferible el monte alto pues, en principio, los brinzales serán más vigorosos, tendrán posibilidad de alcanzar un tamaño mayor y tendrán mayor producción frutera (Ximénez de Embún, 1963).

Sin embargo, la imposibilidad práctica de distinguir el origen de los pies a partir de un determinado tamaño, la facilidad de emitir brotes de cepa y de raíz de las especies y mucho más en la encina y el hecho de que a partir de un diámetro de 15 a 20 cm el porte de los chirpiales es equivalente al de los brinzales, hacen accesoria esta cuestión del origen de los pies respecto del tratamiento general de la dehesa.

La forma principal de masa más adecuada para una dehesa será la masa irregular y su tratamiento general la entresaca por huroneo con criterio físico de cortabilidad. Un pie será apeado cuando interfiera el crecimiento de otros de buen porvenir o cuando entre en una decrepitud tal que su copa resulte rala o afectada de daños bióticos y su producción frutera o de ramón tienda a anularse, es decir, cuando deja de tener funcionalidad en la dehesa. En el contexto del cambio climático y en el estado de abandono de correctas prácticas selvícolas en muchas dehesas, esta situación tenderá a ser cada vez más frecuente.

El problema selvícola más trascendente será, por tanto, procurar la incorporación de nuevos pies que sustituyan a los cortados y mantengan la estructura y densidad que corresponde a la espesura normal, es decir, la regeneración natural, dificultada en todo tiempo y espacio por el pastoreo. Los mecanismos de incorporación de nuevos pies se pueden resumir en los siguientes casos y prácticas (Serrada y San Miguel, 2008):

- Aprovechar el brote de cepa y raíz de los pies apeados. La capacidad de brote de cepa y raíz de la encina se mantiene en el 100% de los pies apeados hasta una edad del orden de 150 años (40 a 50 cm de diámetro) (Ximénez de Embún, 1961), manteniendo una proporción de pies brotados del 81% hasta edades del orden de 250 años (50 a 60 cm de diámetro), aunque no toda la brotación se produce en el periodo vegetativo siguiente al recepe, sino que un 20% de los pies recepados brotan al segundo o tercer año (Serrada *et al.*, 2004).

Se puede tener seguridad de que se producirá una suficiente brotación con pies de diámetro normal del orden de 50 cm. En esta estrategia es necesario acotar mediante un reducido cercado que englobe la cepa del pie apeado el tiempo necesario. Expresando de otro modo esta posibilidad, se puede decir que es conveniente no esperar a que se mueran los pies decrepitos para apearlos (Fotografía 41) y que a continuación es necesario proteger el posible brote.



Fotografía 41. Es conveniente no esperar a que se mueran los pies decrepitos para apearlos, pues se pierde la posibilidad de brotación. Encinas de 50 a 60 cm de diámetro recepadas en Riofrío (Segovia).

- Basarse en la presencia de una regeneración a la espera con origen en cepas y matas procedentes de brotes, si existen. Los brotes que se producen tras el apeo de algunos pies, o la brotación espontánea a partir de pies adultos excesivamente podados o que han iniciado la decrepitud de la copa, son recomidos por el ganado y a veces, si mantienen una superficie foliar suficiente, no mueren y adoptan un porte amacollado que tiende a extenderse a través de nuevos brotes inducidos por el ramoneo.

En esta situación una posibilidad es que la parte central de la mata deje de ser accesible al ganado y se posibilite el crecimiento de algún chirpial situado en el centro, como se ve en la Figura 9, tomada de San Miguel (1994).

Otra posibilidad consiste en cortar (receptar, también llamado corte entre dos tierras, es decir, corte muy pegado al suelo) todos los brotes, para inducir una nueva brotación mejor conformada y, por supuesto, acotar al pastoreo, bien en una extensa zona con cercado general, bien en cada mata receptada con cercado individual. Estos acotamientos serán de 2 a 3 años para ganado ovino y 8 a 15 años para caprino, bovino y caballo (San Miguel, 1994).

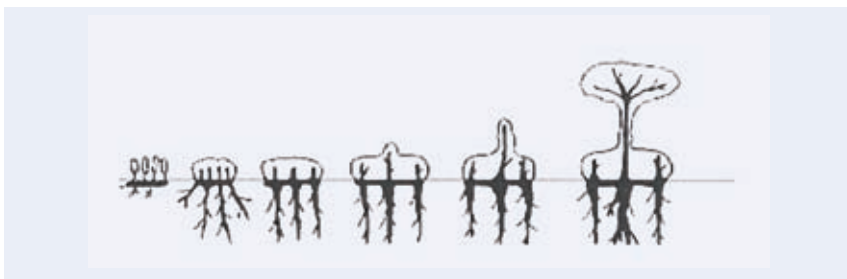


Figura 9. Esquema del desarrollo de chirpiales en una dehesa hasta dar lugar a la formación de un nuevo árbol. El crecimiento en altura sólo es posible cuando el centro de la mata queda fuera del alcance del diente del ganado. Tomado de San Miguel (1994).

- Basarse en una regeneración a la espera con origen en la germinación de semillas. En las dehesas la producción de semillas no suele ser una restricción para la regeneración natural. El número de brinzales que suele instalarse cada año puede ser elevado. Sin embargo, existen dos problemas para la viabilidad de este regenerado (San Miguel, 1994): distribución debajo de las copas de pies adultos; y, con más gravedad, el mordisqueo del ganado sobre los débiles brinzales.

El primer problema se puede resolver mediante la regeneración natural ayudada que se trata a continuación. El segundo (Fotografía 42) se resuelve por dos vías: forzando el acotado al pastoreo en la zona, que en este caso será más prolongado que para los brotes, 5 a 7 años para ovino y de 15 a 20 años para otros tipos de ganado, todo ello con el inconveniente de la pérdida del aprovechamiento principal y el embastecimiento del pastizal (San Miguel, 1994); regulando los desbroces de manera que no queden afectados aquellos grupos o golpes donde, al amparo de arbustos de cierto porte y normalmente espinosos, los brinzales de la especie principal se desarrollan aislados del ganado. La importancia del estrato arbustivo en los procesos de regeneración se aborda también en el Capítulo 6.



Fotografía 42. La regeneración natural, en este caso con pequeño desarrollo, es posible en la dehesa con acotados al pastoreo.

La mayor lentitud del desarrollo de los brinzales frente a los chirpiales se explica mediante el fenómeno por el cual, la mayor parte de las especies mediterráneas del género *Quercus*, tras la germinación pierden la parte aérea durante varios años consecutivos, formando una pequeña mata cuya cepa va creciendo hasta que permite un desarrollo suficiente de la parte aérea (San Miguel, 1994). Este proceso queda ilustrado en la Figura 10 tomada de San Miguel (1994).



Figura 10. Esquema ideal del desarrollo de un brinzal en una dehesa mediterránea hasta convertirse en árbol. La parte aérea de la plantita muere durante varios años hasta que, finalmente, su profundo sistema radical y la escasa presión pastante permiten su crecimiento en altura. Tomado de San Miguel (1994).

- Utilizar la regeneración natural ayudada. Cuando los mecanismos anteriores no dan densidad suficiente de regenerado o su distribución espacial no es homogénea, se procede recolectando semilla del mismo monte que se está tratando, lo que implica que la regeneración es natural, y se procede, bien a la siembra directa, bien a la producción de plantas en vivero y posterior plantación, lo que implica que la regeneración es ayudada. Algunos autores refieren esta práctica como regeneración artificial.

La mecánica de trabajo en este caso tendrá en cuenta: preferir el método de siembra al de plantación cuando las condiciones lo permitan; utilizar semillas maduras, grandes, conservadas en húmedo y frío y hacer la siembra lo más temprana posible; en caso de plantación, producir las plantas en envase autorrepicante y antiespiralizante de más de 200 cm³; realizar las preparaciones del suelo adecuadas al método y densidad elegidos y en concordancia con las características del perfil; proceder al acotado mediante cercado general o instalación de protectores individuales de malla metálica (Fotografía 43).



Fotografía 43. Regeneración artificial para densificación en dehesas. Requiere protección frente al pastoreo, en este caso individual.

La estructura más adecuada al vuelo de una dehesa de encina, con o sin presencia de otras especies de *Quercus* mediterráneos, es la masa irregular tratada mediante entresaca por huroneo. De las propuestas de monte irregular normal (Serrada y San Miguel, 2008) para las dehesas de encina se deduce que la densidad normal en la primera clase diamétrica, pies del orden de 10 a 15 cm de diámetro, debe estar entre 20 y 50 pies/ha, lo que unido a las diferentes alternativas en el proceso de regeneración natural, se puede concluir que esta importante tarea en el tratamiento de la dehesa no debe ser muy difícil siempre que se actúe con atención, conocimiento del proceso a través de inventarios reiterados y establecimiento de acotados en las superficies adecuadas.

4.6. TRATAMIENTO DE MONTES BAJOS IRREGULARES

En esta forma de masa, podemos encontrar pies de todas las clases artificiales de edad que componen el turno en cualquier parte del rodal, pudiendo tener lugar la mezcla de clases de dos maneras (Serrada, 2011):

- a) Dentro de cada cepa, todos los pies tienen la misma edad, perteneciendo las cepas vecinas a diferentes clases artificiales.

En esta modalidad se establece un número de clases de edad igual al número de años del turno, o submúltiplo de éste (cortas intermitentes). A cada cepa se le asigna un año de corta, y por tanto una determinada clase de edad, quedando las cepas de cada clase distribuidas uniformemente por la superficie, de modo que haya mezcla de edades en cualquier punto del rodal.

Este procedimiento se emplea en montes adehesados de trasmochos de quejigo y rebollo, aunque es más frecuente en masas similares de otras especies, como fresno.

- b) Los pies de la misma cepa tienen edades distintas.

Una vez decidido el diámetro de cortabilidad y el número de años que se tardará en alcanzar tal dimensión –que hará las veces el turno–, se establece el número de clases de edad, generalmente tres o cuatro, y el tiempo de cambio de clase, quedando uno de los parámetros fijado por el resto. En cada cepa las cortas se ejecutan con una frecuencia igual al tiempo de cambio de clase; en cada corta se eliminan todos los pies de la clase superior y algunos de las clases inferiores, de modo que la composición se mantiene constante, gracias a la incorporación de nuevos brotes, que son generados con cada intervención. Su uso suele venir impuesto por alguno de los siguientes motivos:

- Por la razón que sea no se adapta el método de monte bajo regular, por la homogeneidad de los productos aprovechados que produce, y por otra parte la especie y la estación posibilitan una brotación eficiente en ambiente de cierta sombra.
- El riesgo de erosión es elevado, y desaconseja dejar el suelo completamente descubierto.

La distinción de este método respecto de la forma de monte medio regular se puede entender como puramente conceptual, pues ambos sistemas mantienen brotes jóvenes asegurando la regeneración y una estructura de pies o resalvos mayores de varias edades. Los montes bajos irregulares se pueden identificar y aplicar mejor en especies con brotación de cepa potente y definida, como el castaño y la encina, mientras el monte medio se corresponde con especies cuya brotación es sobre todo de raíz, como el rebollo.

El monte bajo irregular con mezcla de edades en cada cepa es muy escaso en España, pudiéndose citar sólo pequeñas superficies de castaño en Cáceres (Serrada, 2011) y de encina (Fotografía 44) en Barcelona y Girona, apareciendo estos últimos caracterizados selvicolamente en González e Ibarz (1998) y Gracia (1998), con recomendaciones de tratamiento en la primera cita y en Vericat *et al.* (2011).



Fotografía 44. Monte bajo irregular de encina (*Quercus ilex*. subsp. *ilex*) justo tras una corta de entresaca. Se aprecian pies de dos cohortes (tamaños) que, junto con el rebrote que se generará, constituirán las tres clases de edad que característicamente constituyen estas masas. Sierra del Montnegre (Barcelona).

4.7. DENSIFICACIÓN DE MASAS

Muchas masas de *Quercus* mediterráneos presentan en la actualidad una densidad, de pies o cepas, escasa y una cierta tendencia a estar compuestas por una única especie. Proceden, frecuentemente, de un proceso de abandono de montes adheresados o de una recuperación de montes degradados.

No cumplen las dos características genéricas que la silvicultura general recomienda para que las masas sean más resistentes frente a perturbaciones e impactos negativos: ser mixtas e irregulares. Tampoco cumplen la condición necesaria para colaborar en la mitigación del cambio climático: tener alta espesura.

En este tipo de masas, de muy diferente origen, estación y tipología, existe el proceso común y favorable que es la incorporación paulatina de nuevos pies (irregularización y espesura creciente) y de nuevas especies.

Este proceso natural, derivado del abandono de la presión extractiva y ganadera y de la propia dinámica natural, debe ser, por una parte potenciado y por otra parte defendido.

La potenciación pasa por la realización de desbroces selectivos que extraiga las especies que dificultan la regeneración natural o colonización y mantengan los arbustos espinosos que reducen la hervivoría. También, sobre matas o cepas de las especies de *Quercus*, la práctica denominada apostado, consistente en ligeras podas de formación y eliminación de brotes dominados, puede favorecer la producción de semillas.

La defensa del proceso consiste en reducir la combustibilidad, generada por la incorporación continua de matorrales, pues el mayor riesgo es el incendio. Para realizar esta defensa las operaciones a recomendar son los desbroces parciales y los apostados, en el mismo modo en que se han definido para la potenciación.

4.8. REFORESTACIONES CON *QUERCUS* MEDITERRÁNEOS

El proceso de proyectar una reforestación aborda variadas decisiones agrupadas en tres etapas: planificación; ejecución; y mantenimiento. El papel de los *Quercus* mediterráneos en las reforestaciones puede y debe aparecer en todas las decisiones de las tres fases en la mayor parte de reforestaciones españolas. Su análisis completo desbordaría el espacio y objetivo del presente trabajo. Nos centramos en aquellas decisiones o estudios que en mayor medida se pueden ver afectadas por el cambio global.

La *planificación* abarca, tras una detallada división en rodales, y para cada rodal: identificación de especies compatibles y grado de compatibilidad; fijación de objetivo de la reforestación; elección de especies y densidad inicial de las mismas en relación con el objetivo.

Los objetivos posibles de las reforestaciones no están, en principio, relacionados con el cambio global. En las reforestaciones españolas cuyo objetivo preferente no está ligado a una producción directa de materias primas, casos de mejora de la biodiversidad o paisaje, o mejora de la estación, o protección hidrológica, es muy probable que los *Quercus* mediterráneos aparezcan por su rusticidad y capacidad de brotar. En las producciones directas pastoral (encina) o de corcho (alcornoque) son la especie principal.

Donde la anticipación al cambio global debe ser planteada en la fase de planificación es en la identificación de especies compatibles y grado de compatibilidad. El estudio de homologación ecológica con el rodal a repoblar, tras un estudio edáfico completo del mismo, de los *Quercus* tiene una posibilidad muy eficiente de ser realizado consultando los estudios de autoecología paramétrica del alcornoque (Sánchez-Palomares *et al.*, 2007), del rebollo (Sánchez-Palomares *et al.*, 2008) y de la encina (Sánchez-Palomares *et al.*, en prensa). Está en fase de redacción la memoria correspondiente al quejigo.

Con esta metodología, especialmente cuando se completen los trabajos en curso, se podrá: identificar los factores que excluyen o limitan la compatibilidad de una especie con un rodal; simular en el rodal que se está estudiando el efecto de los escenarios previsibles de cambio climático de cara a valorar compatibilidades futuras; precisar con mayor detalle la fuente semillera o procedencia que mejor se adapte a las condiciones actuales o futuras. Con la información actual, siempre que se haga el estudio edáfico completo del rodal, y aunque haya que recurrir a información dispersa, la garantía de diagnóstico de compatibilidad y la elección de procedencia se puede realizar con bastante seguridad de acierto.

La *ejecución* de una reforestación abarca, en cada rodal donde se ha fijado la composición específica y la densidad inicial: tratamiento de vegetación preexistente; preparación del suelo; y siembra o plantación. Pensando en la adaptación al cambio global y en el uso de especies de *Quercus* mediterráneos, las particularidades de las decisiones citadas se centran en:

- La *preparación del suelo*, donde uno de sus objetivos tendrá que ser el aumento de capacidad de retención de agua (CRA) por aumento de profundidad accesible al enraizamiento. El aumento de la CRA tendrá reflejo en la supervivencia inicial y en la estabilidad de la futura masa. El aumento de la profundidad de enraizamiento se puede alcanzar con subsolados y con banquetas mecanizadas.
- El método de repoblación por *siembra*, dado que en estas especies las semillas son de relativamente fácil recogida y de gran tamaño, si se evitan predaciones, la viabilidad de las plantas arraigadas es muy alta, todo ello sin entrar en consideraciones de economía de la ejecución. La predación en fase de semilla se puede evitar con eficiencia mediante protectores de malla enterrados (Reque, com. personal).
- En relación con el mantenimiento de las reforestaciones con especies de *Quercus* mediterráneos, la recomendación general de la prevención de incendios debe aplicarse

y, la particular de defender frente a la herbivoría, doméstica o salvaje, mediante cercados globales o particulares, según se comentó al hablar de la regeneración ayudada en dehesas.



Fotografía 45. Reforestación con encina mediante subsolado, siembra e instalación de tubo protector individual. Bellver de Cerdanya (Lleida).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Bravo Fernández, J. A. 2003. *Resalveos de conversión en montes bajos de la región central de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. E. T. S. de Ingenieros de Montes. Madrid.

Bravo-Fernández, J. A.; Mutke, S.; Serrada, R.; Roig, S. 2011. "Promoting mixed stands through conversion treatments. Effect of holm oak coppices thinning on black pine regeneration". *Abstract book of the 4th International Conference on Mediterranean Pines. Conservation, Ecology, Restoration and Management of Mediterranean Pines and their Ecosystems: Challenges under Global Change*. Avignon (Francia), 6-10 Junio 2011.

Cardillo, E.; Bernal, C. J. 2003. *Recomendaciones selvícolas para Alcornocales afectados por el fuego*. Cuadernos Forestales 1/2003. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal (IPROCOR). Junta de Extremadura. Mérida. 24 p.

Ceballos-Escalera, J. M.; Serrada, R.; Sanjuán, A.; Aroca, M. J. 2009. "Resultados preliminares de tratamientos de mejora, por decapado y subsolado, en montes bajos degradados de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en Gascones (Madrid)". *Actas del V Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales y Junta de Castilla y León. Ávila 21 a 25 de septiembre de 2009.

De Simón, E.; Bocio, I. 1999. "Modelo de restauración de encinares basado en el tratamiento de roza entre dos tierras del matorral de encinas". *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.*: Fuera de Serie, nº 1: 249-260.

González, J. M.; Ibarz, P. 1998. "Monte bajo irregular de encina: caracterización selvícola". *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 7 (1 y 2): 95-108.

Gracia, M. 1998. Les taillis de chêne vert, irréguliers et furetés, du nord-est de la péninsule Ibérique. *Rev. For. Fr.*, L, 5: 467-478.

San Miguel, A. 1994. *La Dehesa Española. Origen, tipología, características y gestión*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. 46 p.

Sánchez-Palomares, O.; Jovellar, L. C.; Sarmiento, L. A.; Rubio, A.; Gandullo, J. M. 2007. *Las estaciones ecológicas de los alcornocales españoles*. Monografías INIA: Serie Forestal nº 14. Madrid. 232 p.

Sánchez-Palomares, O.; Roig, S.; Del Río, M.; Rubio, A.; Gandullo, J. M. 2008. *Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los rebollares españoles*. Monografías INIA: Serie Forestal. nº 17. 343 p.

Sánchez-Palomares, O.; López, E.; Roig, S.; Vázquez, A.; Gandullo, J. M. (en prensa). *Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los encinares españoles peninsulares*.

Monografías INIA: Serie Forestal. N° pendiente. Madrid.

Serrada, R. 2011. *Apuntes de Selvicultura*. Fundación Conde Valle de Salazar. ETSIM. EUITF. Madrid. 502 p. + CD.

Serrada, R.; Bravo, J. A.; Revilla, C. 1998. "Conversión de montes bajos". En: La gestión sostenible de los bosques, Vol. 3. Solsona, del 13 al 16 de mayo de 1996. Centre Tecnològic Forestal del Solsonés. Lleida, p. 199-224.

Serrada, R.; Bravo, J.A; Roig, S. 2004. "Brotación en encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) con edades elevadas. Experiencias en el monte de Riofrío (Segovia)". *Invest Agrar: Sist. Recur. For.* Fuera de serie: 127-141.

Serrada, R.; San Miguel, A. 2008. "Selvicultura en Dehesas". En: Serrada, R.; Montero, M. y Reque, J. (editores): *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. 2008. INIA y FUCOVASA. Madrid, p. 861-877.

Serrada, R.; Aguilar, V.; Aroca, M. J.; Carrillo, A.; Ocaña, L. 2009. "Estudio sobre la regeneración de las masas forestales afectadas por el incendio ocurrido el día 16 de julio en la comarca del Rodenal (Guadalajara)". *Actas del V Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales y Junta de Castilla y León. Ávila 21 a 25 de septiembre de 2009.

Vericat, P.; Piqué, M.; Beltrán, M.; Cervera, T. 2011. *Models de gestió per als boscos d'alzina (Quercus ilex subsp. ilex) i carrasca (Quercus ilex subsp. ballota): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals*. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. 164 p.

Ximénez de Embún, J. 1961. *El monte bajo*. Ministerio de Agricultura. Madrid. 90 p.

Ximénez de Embún, J. 1963. *Diez temas sobre los árboles*. Servicio de Extensión Agraria. Madrid. 184 p.

5. REDUCCIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LOS GRANDES INCENDIOS FORESTALES (GIF)

5.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

5.1.1. El rol del fuego en los ecosistemas forestales mediterráneos

El fuego es un factor ecológico natural intrínseco de los ecosistemas mediterráneos, que ha ocurrido en la naturaleza desde hace millones de años y que, junto con otros, ha contribuido a modelar el paisaje forestal y las formaciones vegetales presentes en el territorio (Pausas, 2004; Piñol *et al.*, 1998). Desde la aparición de los humanos la frecuencia de incendios ha aumentado debido a un mayor número de igniciones, ya sea por causas intencionadas o negligencias, pero al mismo tiempo se ha reducido la incidencia de los incendios naturales, causados por rayos, debido a su rápida y eficaz extinción (Pausas y Keeley, 2009), por lo que el régimen actual de incendios dista mucho de su régimen natural.

El cambio en el régimen de incendios forestales se constata con un aumento de la frecuencia de incendios de mayor intensidad y tamaño (Piñol *et al.*, 1998; González-Olabarría y Pukkala, 2007). Estos Grandes Incendios Forestales (GIF), aunque escasos en número si se comparan con el total de incendios que afectan a las zonas del mediterráneo, suponen un grave problema medioambiental y un riesgo para las actividades humanas, así como para la persistencia de los recursos forestales.

En el contexto actual de cambio global, esta situación se agrava, dando lugar a fuegos mucho más intensos, por diversos factores: acumulación de combustible debido al cese de las actividades agropecuarias y forestales tradicionales, mayor número de igniciones debido al aumento de la afluencia de personas en el monte, expansión de la interfaz urbano-forestal y mayor frecuencia de condiciones meteorológicas extremas.

Además, la gran eficacia alcanzada en la extinción de los incendios de pequeña envergadura en los últimos años, que favorece aún más la acumulación de biomasa vegetal (hecho conocido como la “paradoja de la extinción”), ha propiciado el desarrollo de los GIF (Piñol *et al.*, 2005).

En lo que se refiere más concretamente a los cambios climáticos, como ya se ha comentado en el capítulo 2, sin duda alguna, la reducción de la precipitación anual y aumento de la temperatura, sobre todo en verano, junto al incremento de eventos extremos (olas de calor y episodios de sequías fuertes) conllevará a la extensión del periodo de riesgo de GIF, produciéndose un aumento de la frecuencia e intensidad de los fuegos.

Aunque la ocurrencia de estos grandes incendios está asociada a veranos prolongados, con altas temperaturas y casi total ausencia de lluvia, en los que se reduce mucho la humedad de la vegetación, lo que facilita especialmente la rápida propagación del fuego, constituyendo el motor más importante de la propagación virulenta del fuego, el factor determinante es la disponibilidad y cantidad de biomasa vegetal, que actúa como combustible.

Este aumento de la cantidad de combustible dispuesto para quemar, junto al contexto de riesgo natural cambiante debido a las alteraciones climáticas, facilitará cada vez más la propagación de los incendios desde la superficie hasta la copa de los árboles, generando grandes incendios con mayor frecuencia y afectación.

Como ya se ha comentado, muchas de las formaciones de *Quercus* del ámbito mediterráneo, actualmente, resultan altamente vulnerables al fuego, debido al patrón general de acumulación de combustible que han seguido durante las últimas décadas

(Fotografía 46), siendo las dehesas, en el caso de estar bien gestionadas y aprovechadas, las que se presentan como menos vulnerables a generar fuegos de copas, seguidas por las formaciones que presentan estructuras monoestratificadas, con elevada discontinuidad de combustible entre el suelo y las copas, lo que dificulta la propagación del fuego.



Fotografía 46. Masa de *Quercus pubescens* con sotobosque desarrollado de *Buxus sempervirens*. Aunque se trata de una formación de estaciones algo lluviosas, en condiciones de sequía estival resulta muy vulnerable a generar incendios forestales de alta intensidad. Prepirineo catalán.

5.1.2. Capacidad de regeneración de los *Quercus* tras los incendios

La gran capacidad de los *Quercus* de rebrotar rápidamente después de los fuegos es un factor a favor para asegurar la persistencia del género (Fotografía 47). Así pues, las formaciones de *Quercus* mediterráneos son altamente resilientes, es decir recuperan su estructura y composición de especies con relativa rapidez.

Durante el fuego los individuos no llegan a morir y son capaces de rehacer los órganos quemados. El hecho de que los *Quercus* mediterráneos posean esta capacidad, conduce a pensar que se trata de una respuesta seleccionada evolutivamente por los incendios forestales. Esta estrategia se basa en la existencia de yemas proventicias que son capaces de resistir altas temperaturas y en la aparición de adventicias tras el paso del fuego, dando lugar a nuevos tallos y hojas. A menudo esta respuesta se ve favorecida por la existencia de algún tipo de aislante del calor que las protege, como el corcho en el caso de los alcornoques o el suelo en el caso de raíces y cepas de encinas y robles (Lloret, 2004). En el caso del alcornoque, su gruesa corteza le protege de la afectación del fuego al cambium y le confiere una gran resistencia frente a los fuegos de superficie de baja y media intensidad.

A pesar de lo anterior, la capacidad de regeneración de los *Quercus* mediterráneos está limitada y depende de las características del medio, particularmente de las condiciones en el periodo posterior al incendio (sobre todo disponibilidad hídrica) y del propio régimen de incendios: intensidad, severidad, recurrencia, extensión y momento (estacionalidad) de los incendios (Lloret, 2004).



Fotografía 47. Detalle del rebrote del *Quercus suber* dos meses después del incendio. Alt Empordà (Girona).

Por otra parte, las plantas rebrotadoras también sufren con los incendios pérdidas de órganos fotosintetizadores y de recursos y, por tanto, no todos los individuos de las poblaciones afectadas por el fuego consiguen sobrevivir y rebrotar (López-Soria y Castell, 1992). Las características morfológicas y fisiológicas de la propia especie y el estado de los individuos antes del incendio, en relación a su tamaño y vitalidad, son atributos muy relacionados con la capacidad de recuperación después del fuego, por tanto, a pesar de la capacidad rebrotadora de los *Quercus* éstos pueden verse muy afectados por el fuego, en función de su estado inicial. Por ejemplo, para el caso del *Quercus ilex*, la capacidad y magnitud de la respuesta de los rebrotes está fuertemente relacionada con el tamaño de la planta (Retana *et al.* 1992). Finalmente, los incendios frecuentes pueden debilitar el estado de reservas de las cepas y comprometer la persistencia de la formación o conducirla a un estado de degradación.

5.1.3. Tipos de fuegos en función de su propagación

Es importante resaltar que no todos los fuegos queman de igual manera, así podemos diferenciar entre fuegos de baja, media o alta intensidad. La intensidad del fuego, se refiere a la tasa de producción de energía térmica del fuego, tanto en cantidad (temperatura que se alcanza) como en velocidad de transmisión (velocidad de propagación del fuego) (Retana, 1996; Keeley, 2009). Es de esperar que fuegos de alta intensidad generen elevadas mortalidades del arbolado y presenten una elevada severidad, pero no siempre es así. La severidad es el daño que causa el fuego en el ecosistema (Keeley, 2009) y puede pasar, por ejemplo, que en un mismo tipo de vegetación un incendio de baja intensidad y con una velocidad de propagación lenta tenga unos efectos más devastadores y complejos en el suelo que un fuego de alta intensidad con una velocidad de propagación rápida.

En el caso de la respuesta de las rebrotadoras parece más importante la temperatura que se alcanza que la duración del incendio. En este sentido, la mortalidad aumenta si aumenta la intensidad, reduciéndose el número de rebrotes por tocón y, por el contrario, si la intensidad es baja la mortalidad de las plantas disminuye, aunque esto no es siempre así (Lloret *et al.*, 1996). Según Terradas (1996) los fuegos de baja intensidad no provocan mortalidad general del arbolado, pero si pueden afectar a algunas especies, produciendo cambios de dominancia específica y de disponibilidad de recursos. Sus efectos podrían asimilarse a los de una quema prescrita: reducción de la competencia del arbolado por los recursos y disminución de la vulnerabilidad a sufrir fuegos de copa en el futuro.

No obstante, los fuegos que generan altas intensidades adquieren elevadas temperaturas y comportamientos extremos, dificultando las tareas de extinción mientras que los fuegos de baja intensidad normalmente se propagan por la superficie y son fácilmente extinguidos.

También existen diferentes tipos de incendios forestales en función del estrato implicado en su propagación, los fuegos de superficie y los fuegos de copas, los primeros normalmente se refieren a fuegos de baja-media intensidad y los segundos a fuegos de alta intensidad (Fotografías 48 y 49). Concretamente éstos se clasifican en:

- Fuego de superficie: la llama se propaga a través de los combustibles de superficie y por el sotobosque de mayor altura.
- Fuego de copas: iniciado como consecuencia del calor de convección que transmite el fuego de superficie a las copas de los árboles (Van Wagner, 1977). Incluye dos subgrupos:
 - Pasivo: las copas queman individualmente, el calor de convección no es suficiente para mantener la propagación entre copas.
 - Activo: el fuego se propaga por las copas y por la superficie de forma continua, pero necesita el calor de convección para mantener esta propagación entre las copas.



Fotografía 48. Izquierda, incendio de superficie de media intensidad en encinares (Sant Climent, Cataluña, Agosto 2003). Derecha, alcornocal afectado por un incendio de superficie de media intensidad (Jonquera, Girona, 2012).

El fuego de copas activo es el que representa la mayor amenaza para los sistemas de extinción, ya que genera intensidades de fuego altas, lanzamiento de focos secundarios masivos, longitudes de llamas elevadas y velocidades de propagación que duplican las producidas en un fuego de superficie (Scott y Reinhardt, 2001). También existen fuegos de copa independientes que propagan por la copas de manera independiente a la propagación del fuego por la superficie. Este tipo de incendio es poco común y se desarrolla bajo condiciones meteorológicas extraordinarias y pendientes elevadas.

Para evitar estas situaciones, es muy importante la gestión forestal activa con el objetivo de crear estructuras forestales que dificulten la propagación del fuego a copas y faciliten la extinción de los incendios. Hay que tener en cuenta que, a veces, la meteorología puede jugar un papel más relevante en el comportamiento del fuego que el propio combustible.



Fotografía 49. Izquierda, masas de *Quercus faginea* afectadas por un incendio de superficie de baja intensidad: los efectos del fuego se pueden asimilar a los de una quema prescrita (Artesa de Segre, Lleida, Septiembre 2011). Derecha, incendio de alta intensidad que propaga por copas en encinares (Peralta de la Sal, Huesca, Agosto 2006).

5.1.4. Gestión forestal y comportamiento del fuego

La gestión y planificación forestal deben considerar más que nunca los incendios forestales. No obstante, para integrar el riesgo de GIF en la gestión y planificación forestal de las formaciones de *Quercus* es necesario disponer de herramientas que ayuden a identificar el grado de vulnerabilidad al fuego de las masas forestales y orientar la gestión forestal hacia masas más resistentes y resilientes al fuego.

En este sentido, es importante tener en cuenta los factores principales que condicionan el comportamiento y la propagación de un incendio (topografía, meteorología y combustible) (Rothermel, 1983) (Figura 11) y poner especial atención en aquellos que podemos modificar con la gestión forestal, como es el caso del combustible (vegetación).

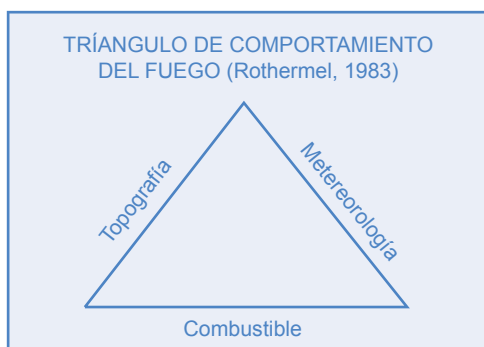


Figura 11. Desde la óptica de la gestión forestal y la prevención de incendios hay que tener presente que **el combustible es el único factor sobre el que se puede influir si se quiere modificar el comportamiento del fuego** (Graham *et al.*, 2004).

Mientras los cuerpos de extinción son capaces de apagar incendios de baja o media intensidad, que son la mayoría, los escasos fuegos de comportamiento extremo y alta intensidad superan frecuentemente la capacidad de extinción, afectando grandes extensiones de bosque.

El verdadero reto para reducir los efectos negativos de los GIF pasa por reforzar las medidas de prevención de este riesgo. Esta prevención debe entenderse como una actuación activa a través de la planificación del territorio, la adecuada gestión de las masas forestales y la eficiente gestión del fuego durante la extinción.

Como se ha anotado, aunque a menudo las estructuras forestales de las masas de *Quercus*, sobre todo los encinares, concentran el combustible en las copas, y presentan un sotobosque bastante escaso y una estructura forestal con discontinuidad vertical, lo que dificulta el paso a las copas de los incendios, cada vez son más las formaciones de *Quercus* que presentan densos sotobosques y acumulación combustible y, en años extremadamente secos, en los que la vegetación está muy estresada, sufren grandes incendios propagados por copas (Fotografía 50).

Así pues, aunque probablemente estas formaciones necesiten condiciones más extremas para generar fuegos de copas, no están exentas de ellos, cuando hay combustible suficiente disponible. En el contexto actual de cambio climático esta situación se agravará al encontrarnos que las condiciones climáticas extremas serán más frecuentes.

Puesto que la vegetación es el único factor sobre el que se puede actuar para influir en las características de los incendios forestales y evitar que se conviertan en GIF, es especialmente necesaria la práctica más generalizada de una selvicultura preventiva que modifique la estructura de las masas forestales con el fin de hacerlas más resistentes a la propagación del fuego de alta intensidad, reduciendo la cantidad y continuidad del combustible y fomentando el crecimiento y desarrollo del arbolado.

Algunas medidas para conseguirlo son: la reducción de las altas densidades que existen actualmente en los bosques, el control del desarrollo del sotobosque para evitar la continuidad vertical de la vegetación y la creación de discontinuidades en el paisaje con la combinación de zonas arboladas con zonas abiertas.

En definitiva, solamente gestionando el combustible y planificando el territorio, siempre teniendo en cuenta la tipología y recurrencia del fuego, es posible disminuir el riesgo de grandes incendios forestales.



Fotografía 50. Izquierda, incendio de alta intensidad que propaga por copas en encinares (Prats de Rei, Barcelona, Julio 2012). Derecha, alcornoque afectado por un incendio de alta intensidad que se ha propagado por copas (Jonquera, Girona, 2012).

5.2. MEDIDAS A ESCALA RODAL

En el actual contexto de cambio global la gestión de las formaciones de *Quercus* mediterráneas con el objetivo de prevención de GIF, pasa por reducir la vulnerabilidad de las masas a generar incendios que se propaguen por la copas y realizar una selvicultura orientada a promover la capacidad de adaptación intrínseca de estas formaciones al fuego.

En este sentido, las especies de *Quercus* tienen la ventaja de estar adaptadas al fuego, y por tanto a perturbaciones renovadoras, por su capacidad de rebrotar, lo cual facilita enormemente la gestión adaptativa de estas especies y las sitúa entre las especies con mayor capacidad de resiliencia frente al fuego.

El objetivo, pues, para las formaciones de *Quercus*, pasa por configurar bosques más resistentes al paso del fuego, para así evitar pérdidas ecológicas y económicas traumáticas, aun sabiendo que dada una perturbación de alta intensidad el sistema tendrá capacidad de renovarse, especialmente si se aplican las ayudas expuestas en el capítulo 4.

Así, las principales medidas de gestión a escala rodal que se proponen para la adaptación al cambio global de las formaciones de *Quercus* son:

- Fomentar la resiliencia natural de estas formaciones a los incendios, manteniendo la vitalidad y la heterogeneidad de especies.
- Conformar formaciones menos vulnerables (más resistentes) a los GIF, mediante la aplicación de modelos y tratamientos selvícolas de estructuración de la cubierta forestal, básicamente, resalveos, claras y desbroces.
- Reducir la cantidad de combustible mediante tratamientos selvícolas, incluyendo el uso del fuego prescrito y la gestión de los restos.

5.2.1. Aumento de la resiliencia: mantener la vitalidad y fomentar los *Quercus* en masas mixtas

Las formaciones de *Quercus* mediterráneas ya son por sí mismas idóneas de cara al aumento de la resiliencia a los incendios forestales, por su capacidad de rebrote tras los incendios. Estas formaciones se renuevan con facilidad después de un fuego, aunque es importante que los pies afectados por el fuego tengan suficiente desarrollo y vitalidad para asegurar la capacidad de rebrote.

Así pues, el fomento de la resiliencia en formaciones de *Quercus* pasa por:

Mejorar la vitalidad. En cualquier caso, para garantizar la recuperación de las formaciones actuales de *Quercus* mediterráneas que puedan verse afectadas por incendios, es importante que éstas se encuentren en un buen estado sanitario y de crecimiento del arbolado, para conseguir el retorno más o menos rápido a un sistema similar al previo a la perturbación. Para ello, los modelos y tratamientos selvícolas encaminados a promover la vitalidad de las masas expuestas en el capítulo 3 serán de gran ayuda, sobre todo en casos de masas abandonadas, sobreexplotadas o incluso degradadas. De los modelos de gestión propuestos, son de especial interés aquellos que conducen a estructuras resistentes al fuego de copas, específicamente el Monte Alto Regular (MAR), mediante resalveos de conversión y acompañados eventualmente por podas y desbroces (ver apartado 5.2.2.).

Por otra parte, los tratamientos de regeneración post-incendio que se encuentran descritos en el apartado 4.3., pueden acelerar la recuperación después de un fuego, de manera que la cubierta alcance en el menor tiempo posible un estado de vitalidad y reservas que le permita afrontar un nuevo incendio.

Fomentar los *Quercus* en masas mixtas. En el contexto de masas mixtas, los *Quercus* juegan un papel todavía más importante en la recuperación de la vegetación y del recubrimiento del suelo en zonas afectadas por fuegos, y se sitúan en clara ventaja frente a las especies de coníferas con las que se encuentran habitualmente en mezcla.

Así, será siempre muy recomendable mantener y fomentar las distintas especies de *Quercus* mediterráneas en las masas en las que aparezcan en mezcla con otras especies, sobre todo si son coníferas, por ejemplo, masas mixtas de *Quercus* sp. con diferentes pinos, como son *Pinus halepensis*, *P. nigra*, *P. pinea* o *P. sylvestris*, para que, dada una perturbación asegurar una mayor recuperación del sistema (teniendo en cuenta las recomendaciones que se proponen en el capítulo 6).

En el caso de masas de *Quercus pubescens* y *Q. faginea* en mezcla con *Pinus nigra* o *Pinus sylvestris*, ante un incendio de alta intensidad, los *Quercus* desplazarán totalmente a las especies de pino, aun siendo los *Quercus* minoría en la masa afectada, por su capacidad de rebrote (Fotografía 51).



Fotografía 51. Izquierda, regeneración de *Quercus faginea* tras incendio en una masa pura de *Pinus nigra* (12 años después del incendio, Solsonés, Cataluña). Derecha, rebrote de *Quercus pubescens* tras incendio en una masa mixta dominada por *Pinus nigra*.

Aunque en el caso que se dieran fuegos de baja intensidad recurrentes, a los que están adaptados tanto los *Quercus* como los citados pinos, por su condición de especies mediterráneas, sobre todo *P. nigra*, entonces se produciría una reducción de combustible y por tanto del riesgo de gran incendio, lo cual posibilitaría la permanencia de las masas mixtas y, probablemente, ante las mismas condiciones ecológicas las coníferas acabarían superando en crecimiento y vigor a los *Quercus* y dominando en el contexto de la masa.

En el caso de masas mixtas de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*, las dos especies están adaptadas a fuegos de alta intensidad y por tanto ambas pueden recolonizar fácilmente la superficie después de un gran incendio. En un régimen de fuegos recurrentes de baja intensidad, en una primera etapa, el pino se desarrollará más que las encinas, quedándose estas relegadas al subpiso, aunque a la larga el denso estrato de encina que se instala bajo el pino dificultará la renovación del pinar, y sólo con perturbaciones de alta intensidad, incendios, que provoquen grandes aperturas, será posible perpetuar la existencia de *Pinus halepensis*.

Cabe anotar, que en zonas áridas, las masas mixtas de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* son muy interesantes de cara a la protección del suelo.

5.2.2. Aumento de la resistencia: promover estructuras forestales resistentes a generar fuegos de copas y que faciliten las tareas de extinción

La estrategia de reducir o eliminar el combustible del sotobosque y pies dominados mediante desbroces y resalveos es una de las más utilizadas con el objetivo de prevención de incendios forestales.

Sin embargo, esta medida resulta muy costosa y por tanto inviable de realizar a gran escala. Así, el verdadero reto para la eficiente prevención de GIF se basa en los siguientes principios:

- Tratamientos para reducir el combustible forestal en zonas estratégicas de cara a la prevención y extinción de incendios forestales a escala de monte (ver apartado 5.3).
- Tratamientos que realmente provoquen cambios en la estructura forestal y que influyan en el comportamiento del fuego de la manera deseada.
- Tratamientos que tengan en cuenta las dinámicas naturales y basados en una gestión adaptativa.
- Tratamientos de mínima intervención, reducido coste y que su efecto perdure el máximo de tiempo.

Estructura forestal y comportamiento del fuego

Todo apunta a que los bosques con poca acumulación de combustible y estructuras forestales con discontinuidad vertical, con respecto a los estratos de vegetación, y horizontal, con respecto al recubrimiento de copas y sotobosque, son más resistentes al fuego de copas dificultando su propagación y reduciendo su intensidad. Así lo demuestran estudios en los que se ha comprobado que si se alteran tanto las continuidades como las cargas de combustibles mediante tratamientos selvícolas, la vulnerabilidad al fuego de copas de los bosques disminuye (Fule *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2004; Agee y Skinner, 2005; Johnson *et al.*, 2007).

En general, la estructura de los bosques de *Quercus* se halla ligada a su origen y gestión, aspecto ya comentado anteriormente. Cuando la cubierta no es defectiva y sobre todo en los casos de buenas calidades de estación, las estructuras tienden a un dosel de copas monoestratificado con reducido sotobosque, situaciones muy comunes en las masas densas españolas (Fotografía 52). En estos casos, nos encontramos ante estructuras de baja vulnerabilidad a generar fuegos de copas. No obstante, este dosel puede mantenerse multiestratificado mediante la gestión (monte alto irregular, monte bajo irregular, monte medio regular), constituyendo formaciones que por su estructura resultan más vulnerables.



Fotografía 52. Izquierda, encinar litoral con una estructura de copas cerrada y discontinuidad vertical de combustible, resistente al paso de fuego de superficie a copas (Girona, Cataluña). Derecha, masa de *Quercus faginea* con una estructura también resistente al paso del fuego (Prepirineo catalán).

Los montes con cubiertas defectivas presentan estructuras más variadas, dependiendo en muchos casos del aprovechamiento actual (pastoreadas o no) y el nivel de degradación, también vulnerables a generar fuegos de copas, especialmente en caso de elevada presencia de matorral (Fotografía 53). En el caso de las dehesas, suelen ser formaciones de baja vulnerabilidad, pero si estas se abandonan pueden acumular combustible y no presentar óptimas características de cara a la prevención de incendios.



Fotografía 53. Las formaciones de *Quercus* abiertas o degradadas pueden dar lugar a fuegos de copas por elevada carga de matorral. Robledal de *Quercus faginea* con muy baja Fcc y estrato de matorral alto de elevada cobertura de *Quercus coccifera*. Ós de Balaguer (Lleida).

¿Qué estructuras objetivo?

Aumentar la altura del suelo a la base de la copa, reducir la carga de combustible en superficie y modificar la densidad de los rodales son algunas de las principales acciones que los gestores pueden llevar a cabo para aumentar la resistencia del arbolado al paso del fuego y, al mismo tiempo, facilitar las tareas de los equipos de extinción. Sin embargo, se necesita información técnica y numérica sobre cuáles son las estructuras forestales más óptimas para reducir la vulnerabilidad al fuego de copas de un rodal de la manera más efectiva y económicamente viable.

Existen pocas herramientas que valoren si un rodal forestal con una determinada estructura selvícola tendrá capacidad de generar o no un fuego de copas y, por tanto, que estimen la eficacia de los tratamientos selvícolas con objetivo de prevención de incendios. Aunque existen simuladores que evalúan si dado un determinado rodal el fuego pasará o no a copas, estos presentan una escasa aplicación práctica porque requieren variables difíciles de medir que no se suelen estimar en los inventarios forestales convencionales.

En este sentido, en Piqué *et al.* (2011) se proporciona información sobre las características estructurales de las formaciones de *Quercus* y su relación con la vulnerabilidad a generar y mantener de fuegos de alta intensidad. Los autores desarrollan unas claves para determinar en campo y de manera rápida la vulnerabilidad de un rodal forestal a generar fuegos de copas (CVFoC), que sirven al gestor para, dado un rodal de alta vulnerabilidad, planificar los tratamientos forestales idóneos con el fin de obtener estructuras forestales resistentes al paso del fuego.

Por ejemplo, para el caso de las formaciones de *Quercus*, Piqué *et al.* (2011) identifican 38 tipos estructurales (5 tipo A, 16 tipo B y 17 tipo C), en base a variables forestales como:

recubrimientos de los diferentes estratos de combustible (superficie, escala y aéreo) y distancias en proyección horizontal entre ellos, siendo A estructuras de vulnerabilidad alta, B estructuras de vulnerabilidad media y C estructuras de vulnerabilidad baja (Figura 12).

En la aplicación de estas claves, es importante tener en cuenta que es probable que la gestión del combustible no evite que se produzca un fuego forestal, pero sí que el fuego se propague con elevada intensidad. Además, siempre y cuando la ignición se produzca en el área gestionada, se podrá evitar en la mayoría de los casos que el fuego se propague a las copas y por tanto conseguir que éste quede reducido a un fuego de superficie.

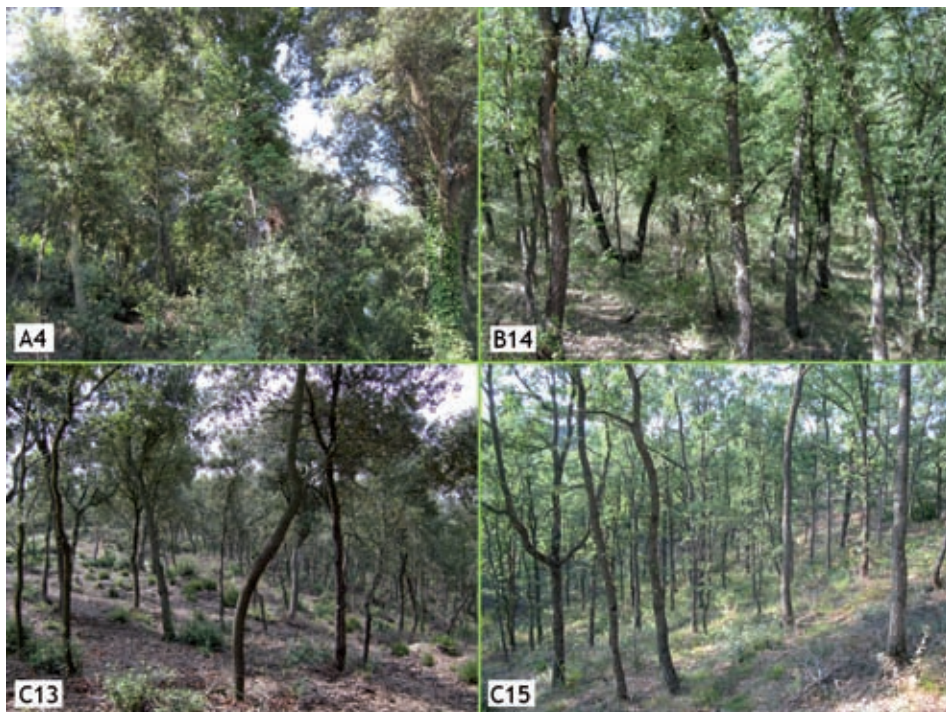


Figura 12. Ejemplo de tipos estructurales de bosques de *Quercus ilex* (a la izquierda) y *Quercus pubescens* (a la derecha) según su vulnerabilidad a generar fuegos de copas. Códigos según Piqué *et al.* (2011): A, vulnerabilidad alta; B, vulnerabilidad media; C, vulnerabilidad baja.

Tratamientos selvícolas de estructuración de la cubierta vegetal

Actualmente, existen numerosas publicaciones que tienen como objetivo informar a los gestores de cómo crear estructuras forestales resistentes al fuego de copas mediante tratamientos selvícolas (Weatherspoon, 1996; Velez, 2000; Johnson *et al.*, 2007; Serrada *et al.*, 2008). A escala de rodal, según Fernandes y Rigolot (2007), la secuencia de tratamientos para reducir la vulnerabilidad de un rodal a los fuegos de copas sería la siguiente:

- Reducción del combustible de superficie para limitar la intensidad del fuego potencial de superficie.
- Eliminación del combustible de escala y poda para reducir la probabilidad de desarrollo del fuego en sentido vertical.

- Claras para minimizar la probabilidad de transmisión del fuego entre copas.

A lo anterior, cabría añadir:

- Tratamientos selvícolas de mejora para reducir la competencia por los recursos y promover así el crecimiento y vitalidad de las especies.
- Ampliación de los turnos de corta para que los bosques avancen en madurez y dimensión del arbolado, hacia portes esbeltos y desarrollados, y conformen estructuras con discontinuidad vertical.

Para el caso de las formaciones de *Quercus* mediterráneos, más concretamente encinares y robledales de *Quercus faginea* y *Quercus pubescens*, Vericat *et al.* (2011a, 2011b) proponen una serie de modelos selvícolas y tratamientos, basados en las CVFoC de Piqué *et al.* (2011) y las estructuras objetivo que definen, con la finalidad de crear y mantener estructuras resistentes al fuego y prevención de GIF. Estas directrices también son aplicables a formaciones de *Q. pyrenaica* y *Q. canariensis*, y se centran en:

- Optar por modelos regulares (MAR) basados en resalveos de conversión, de turno elevado (≥ 100 años), y aplicación de desbroces selectivos y podas que mantengan la estructura de baja vulnerabilidad definida en las CVFoC.
- En caso que el objetivo preferente sea la producción de leñas, a turnos cortos (~40-50 años), se plantea una sola intervención de resalveo, poda y desbroce para lograr la estructura de baja vulnerabilidad definida en las CVFoC.
- En la gestión de encinares y robledales con estructura regular, realizar el primer resalveo lo más tarde posible para que este tratamiento sea efectivo en la creación de discontinuidad vertical. En caso de hacerse demasiado pronto, la discontinuidad no se crearía debido a la baja talla del arbolado y a la rápida reacción del estrato de matorral, escasamente controlado por los jóvenes resalvos.
- Posteriormente, en los siguientes resalveos periódicos, intentar no abrir en exceso el dosel arbóreo. Aunque la reducción de Fcc pueda suponer pasar a una situación de menor vulnerabilidad a la propagación del fuego de copas, se considera más adecuado potenciar estructuras que mantengan la Fcc elevada (no inferior al 70%), puesto que dificultan el desarrollo de matorral heliófilo y al mismo tiempo mantienen una mayor humedad relativa.
- La gestión irregular (monte bajo irregular pie a pie, monte medio regular), genera estructuras poco favorables desde el punto de vista de la prevención de incendios debido a la continuidad vertical de combustible. Por ello, en zonas muy vulnerables a GIF, es preferible no optar por este tipo de estructuras.
- Sin embargo, la gestión irregular puede emplearse cuando el objetivo preferente es la producción de leñas en localizaciones de alta y media calidad de estación, frescas, y con una masa suficientemente vigorosa para que pueda limitar en pocos años el inevitable desarrollo de matorral posterior al resalveo y evolucionar hacia estructuras más resistentes al fuego. En estos casos, es recomendable optar por una rotación lo más amplia posible, de manera que en gran parte de la misma el matorral sea efectivamente controlado por el estrato arbóreo.
- En el caso de masas mixtas, basar los tratamientos en las dinámicas naturales y gestión forestal adaptativa. Si las encinas o robles forman parte del dosel dominante, la gestión seguirá los mismos principios que los planteados para las masas puras: separar verticalmente el dosel de copas, si es necesario, eliminando los combustibles de superficie y de escala. Si las encinas o robles forman un estrato intermedio, y por encima se sitúan las copas de otras especies de mayor desarrollo (a menudo pinos), la gestión se basará en rebajar la cobertura del combustible de superficie y de escala, y potenciar el crecimiento en altura de los *Quercus*. Si el grado de cobertura del estrato de pinos es elevado, se recomienda reducir la cobertura de pinos progresivamente, especialmente sobre los golpes o manchas de *Quercus*, de manera que éstos queden como dosel dominante.

Así pues, la reducción de la vulnerabilidad en formaciones dominadas por *Quercus* se conseguirá combinando las actuaciones más comunes de los tratamientos de mejora de la masa: resalveos, claras, podas y desbroces. En función de la situación inicial del rodal, básicamente de la estructura y el desarrollo del arbolado, serán necesarios unos tratamientos u otros para estructurar la masa y hacerla más resistente al fuego. Es importante, a medida que se gestiona el rodal, avanzar en el desarrollo del arbolado, buscando pies cuanto más altos mejor, poco tortuosos y con copas elevadas, que aportarán al rodal resistencia intrínseca al fuego y una menor necesidad de realizar tratamientos en el futuro.



Fotografía 54. Masa de *Quercus suber* que ha quemado con alta intensidad, a la derecha, y media intensidad, a la izquierda; en este caso la masa presentaba menor combustible de superficie y escala, lo cual limitó la intensidad y propagación del fuego a copas.

5.2.3. Tratamiento de los restos de cortas

En el caso de realizarse cortas del arbolado que generen una importante cantidad de restos, éstos deben ser tratados para evitar la acumulación de combustible en superficie, no interferir en la regeneración del bosque y facilitar una rápida incorporación al suelo de la materia orgánica.

Existen diferentes técnicas aptas y efectivas para el tratamiento de los restos de las intervenciones forestales, siempre y cuando se tengan en cuenta los condicionantes de su aplicación. Aun así, los costes de los tratamientos de restos suelen ser elevados y varían substancialmente entre ellos, de manera que, en términos de eficiencia, debería siempre valorarse la necesidad de su realización y priorizarse las técnicas que resulten más económicas en cada área o región.

De entre las técnicas más comunes de tratamientos de restos a tener en cuenta en las formaciones de *Quercus* cabe citar:

- Cortar los restos de corta de mayor tamaño, de forma que queden dispuestos en el suelo lo más planos posible.
- Apilar o acordonar los restos. Puede ser especialmente necesario en cortas de regeneración, donde hay que dejar el máximo de suelo y luz a disposición de los nuevos rebrotes y plantones. En caso de entresacas en masas irregulares o cortas de regeneración en masas regulares, se procurará no tapar ninguna cepa cortada para permitir un buen

rebrote. No obstante, puede resultar un tratamiento costoso y en algunas zonas además favorece la aparición de zarzales.

- Trocear con motosierra. Los restos no deben sobrepasar 0,8-1 m de longitud y deben quedar dispuestos sobre el suelo sin superar una altura de 0,5 m.
- Apilar y quemar los restos, para asegurar una eliminación total del combustible muerto que queda en el suelo. Otra opción sería la quema extensiva de los restos, aunque se requiere un mayor grado de especialización en su realización.
- Astillar o triturar *in situ* con astilladora móvil o trituradora, acordonando previamente los restos o simultáneamente con un desbroce de matorral. Las astillas ayudan a controlar la respuesta del matorral y mantener una cierta humedad en el suelo, al cual se incorporan con cierta velocidad. Es una opción de alto coste y limitada por la accesibilidad y la movilidad de la maquinaria.
- Astillar o triturar a borde de camino, sacando los restos manualmente, con cabrestante o skidder. Es una opción de alto coste.

5.2.4. Reducción de la cantidad de combustible mediante el uso del fuego prescrito

Como ya se ha comentado, el fuego es un componente habitual de la dinámica de las formaciones de *Quercus*, aunque actualmente debido al cambio en los usos tradicionales del monte y la eficiente extinción de los incendios forestales, junto a otros factores antes apuntados, el régimen actual y futuro de fuegos está lejos de ser el que habría en ausencia de actividad humana.

Por otro lado, un régimen de fuegos de superficie de pequeña intensidad, intentando imitar un régimen de fuego natural, es positivo de cara a evitar la acumulación de combustible de sotobosque en cantidad suficiente como para que genere incendios de copas.

Estos hechos hacen necesario considerar en la gestión de las formaciones de *Quercus* mediterráneas, al igual que se ha hecho en otras zonas, como California, Australia o Sudáfrica, la práctica de quemas controladas con el objetivo de recrear un régimen de fuegos más natural y reducir la acumulación de combustible, para así evitar fuegos de alta intensidad de fácil propagación por copas e impactos de los GIF (Fule *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2004; Agee y Skinner, 2005; Johnson *et al.*, 2007).

En este contexto, las quemas prescritas podrían integrarse como una herramienta silvícola más en los esquemas de gestión futuros de los *Quercus* con el objetivo de prevención de incendios, siempre bajo el control de especialistas (Fotografía 55). La respuesta de los *Quercus* a fuegos de baja intensidad es favorable, a excepción del alcornoque en caso de fuegos tras el descorche y, en general, siempre que la intensidad no provoque daños en el floema de los fustes o grandes defoliaciones. Por ello, es importante que en la aplicación de las quemas los pies de *Quercus* expuestos al fuego presenten unas dimensiones y vitalidad suficientes, que garanticen una buena reacción al paso del fuego.

En general, las quemas del combustible tienen como objetivo reducir la carga de material combustible para evitar que se generen fuegos intensos y devastadores y facilitar así las tareas de extinción, aunque también pueden tener otros objetivos selvícolas como desbroces, eliminación de restos de corta, dosificación y reducción de la competencia del arbolado por los recursos (efecto similar a un resalveo o clara) o mejora de pastos.



Fotografía 55. Quemadas prescritas en formación de *Quercus faginea* con el objetivo de reducir el combustible y mejora de pastos (Vilamajor, Cataluña, 2008).

5.3. MEDIDAS A ESCALA MONTE Y PAISAJE

De entre las medidas a integrar en la gestión de las formaciones de *Quercus* mediterráneos para la prevención de grandes incendios forestales, las relativas a la escala de monte o paisaje son de gran trascendencia.

Se dispone para algunas zonas de información sobre la influencia del medio físico en el comportamiento del fuego, a partir del estudio de los diferentes tipos de incendio, de manera que se conocen las características que una determinada área debe tener para ser considerada como estratégica para el desarrollo de un GIF (Costa *et al.*, 2011), información muy útil de cara a la eficiente planificación a escala de paisaje.

Las medidas a escala de paisaje permiten conformar paisajes “inteligentes al fuego”, con estructuras de bosque y patrones espaciales de distribución que contribuyan a dificultar la propagación de los fuegos de copas y facilitar la extinción de los incendios forestales.

En este sentido pueden diferenciarse tres tipos de actuaciones o medidas en zonas forestales de *Quercus*:

- a) **Actuaciones puntuales específicas** de defensa contra incendios asociadas a maniobras de extinción: determinadas de acuerdo a las características y patrón de propagación de los diferentes tipos de incendios que puedan darse en una zona, especialmente los más peligrosos. Estas actuaciones se refieren a los Puntos Estratégicos de Gestión (PEG), las fajas de baja carga de combustible o las fajas auxiliares ancladas a caminos.
- b) Actuaciones para la **conformación de una matriz de cubierta forestal** con una estructura que dificulte el desarrollo y propagación de GIF, y que también contribuya indirectamente a incrementar las oportunidades y capacidad de extinción.
- c) Actuaciones para fomentar la **heterogeneidad a escala de paisaje**, tanto estructural como de especies (ver capítulo 6).

5.3.1. Actuaciones en Puntos Estratégicos de Gestión (PEG)

En el primer caso, los PEG se definen en base a la identificación de localizaciones del territorio en las cuales la modificación del combustible y/o la preparación de infraestructuras permiten al servicio de extinción ejecutar maniobras de ataque seguras para limitar la potencialidad de un GIF (Costa *et al.*, 2011). Para cada incendio tipo se generan oportunidades con características comunes y, en consecuencia, PEG con localizaciones, objetivos y características similares. Los PEG pueden tener diferentes objetivos (Costa *et al.*, 2011):

- Puntos concretos limitantes del efecto multiplicador de la propagación de frentes: puntos de cambio de comportamiento que, por la interacción de la topografía con el movimiento del incendio, amplían la potencialidad del incendio (e. g. nudos de barranco en incendios topográficos, o nudos de cresta en incendios conducidos por viento).
- Puntos desde los cuales se puede confinar la ignición:
 - Para facilitar el anclaje de colas y flancos: apertura de senderos, caminos, fajas agrícolas o de roca, calles de plantación, líneas o áreas de baja carga de combustible que faciliten el anclaje de un ataque.
 - Para facilitar la accesibilidad: apertura de caminos para accesos a flancos largos.

5.3.2. Actuaciones para conformar una matriz de cubierta forestal con una estructura que dificulte el desarrollo y propagación de GIF

Se refiere a actuaciones en localizaciones donde hay que priorizar el control de cargas de combustible para limitar la eventual potencialidad de un GIF (Costa *et al.*, 2011). Estos tratamientos estratégicos no tienen relación directa con maniobras de extinción, pero sirven para incidir en la capacidad máxima de propagación de un incendio y generar indirectamente un abanico mayor de oportunidades de control. Son las denominadas *Áreas de Fomento de la Gestión* (AFG). Así pues, en una finca forestal se pueden identificar una serie de localizaciones que, estén o no incluidas en la planificación específica para la defensa contra incendios, tienen un gran interés en la gestión del fuego forestal (Costa *et al.*, 2011).

Genéricamente, y en función del tipo de incendio que pueda afectar a la zona, estas localizaciones son:

- Fondos de barranco y nudos de barranco, en áreas afectadas por fuegos topográficos.
- Partes altas de crestas orientadas a sur y suroeste y oeste, en áreas afectadas por fuegos convectivos con o sin viento.
- Zonas sotavento o de contraviento, en áreas afectadas por fuegos conducidos por el viento.
- Nudos de cresta, en áreas afectadas por fuegos conducidos por el viento.
- Collados, en áreas afectadas por fuegos conducidos por el viento.

En estas localizaciones, puede ser necesario considerar medidas específicas de gestión de las formaciones de *Quercus*, tales como:

- Utilización preferente de modelos de gestión encaminados a conseguir estructuras resistentes al fuego. Por ejemplo, en el caso de encinares, carrascales y robledales, modelos regulares de turno largo buscando un fustal sobre cepa de alta fracción de cabida cubierta.
- Más frecuencia de tratamientos para mantener una estructura de baja vulnerabilidad. Por ejemplo, control repetido del matorral si éste en pocos años configura una estructura de alta vulnerabilidad.

- Tratamientos específicos de eliminación de restos de cortas. Es recomendable eliminar los restos por astillado o triturado *in situ* o en camino o quema, apilados o bien de forma extensiva. No es recomendable dejar los restos troceados y extendidos en el suelo, en caso que no pueda asegurarse una rápida descomposición o reducción del volumen.

Estas localizaciones (AFG) deben ser identificadas a nivel de monte, por lo que deben integrarse en la planificación forestal, ya sea a escala de monte o superior.



Fotografía 56. Incendio de superficie de alta intensidad, con antorcheos y conducido por viento, en masas dominadas por *Quercus suber*. Los fuegos conducidos por fuerte viento en zonas de orografía plana con mucha acumulación y continuidad de combustible presentan pocas oportunidades de extinción. En este caso, medidas del tipo b), creación de Áreas de Fomento de la Gestión pueden ser muy importantes (Jonquera, Girona, Julio 2012).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Agee, J. K.; Skinner, C. N. 2005. "Basic principles of forest fuel reduction treatments". *Forest Ecology and Management*, 211 (1-2): 83-96.

Brown, R. T.; Agee, J. K.; Franklin, J. F. 2004. "Forest restoration and fire: Principles in the context of place". *Conservation Biology*, 18 (4): 903-912.

Costa, P.; Castellnou, M.; Larrañaga, A.; Miralles, M.; Kraus, D. 2011. *La prevención de los Grandes Incendios Forestales adaptada al Incendio Tipo*. Unitat Tècnica dels GRAF. Divisió de Grups Operatius Especials. Direcció General de Prevenció, Extinció d'Incendis i Salvaments. Departament d'Interior. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 87 p.

Fernandes, P. M.; Rigolot, E. 2007. "The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.)". *Forest Ecology and Management*, 241 (1-3): 1-13.

Fule, P. Z.; Waltz, A. E. M.; Covington, W. W.; Heinlein, T. A. 2001. "Measuring forest restoration

effectiveness in reducing hazardous fuels". *Journal of Forestry*, 99 (11): 24-29.

González-Olabarria J. R.; Pukkala T. 2007. "Characterization of forest fires in Catalonia (north-east Spain)". *European Journal of Forest Research* 126: 421-429.

Graham, R. T.; McCaffrey, S.; Jain, T. B. 2004. *Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity*. General Technical Report (RMRS-120). USDA Forest Service, Fort Collins, CO. 43 p.

Johnson, M. C.; Peterson, D. L.; Raymond, C. L. 2007. *Guide to fuel treatments in dry forests of the Western United States: assessing forest structure and fire hazard*. General Technical Report (PNW-686). USDA Forest Service, Portland, OR. 322 p.

Keeley, J. E. 2009. "Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage". *International Journal of Wildland Fire* 18: 116-126.

López-Soria, L.; Castell, C. 1992. "Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species". *Oecologia* 91: 493-499.

- Lloret, F.; Retana, J.; Espelta, J.M. 1996. "Efectes dels focs i mecanismes de regeneració de les plantes". En: Terradas, J. (ed.) *Ecologia del foc*. Proa, Barcelona, p. 141-156.
- Lloret, F. 2004. "Régimen de incendios y regeneración". En: F. Valladares (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, Madrid. p. 101-126.
- Pausas, J. G. 2004. "Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)". *Clim. Change* 63: 337-350.
- Pausas, J. G.; Keeley, J. E. 2009. "A burning story: The role of fire in the history of life". *BioScience* 59: 593-601.
- Piñol, J.; Terradas, J.; Lloret, F. 1998. "Climate warming, wildfire hazard and wildfire occurrence in coastal eastern Spain". *Clim. Change* 38: 345-357.
- Piñol, J.; Beven, K.; Viegas, D. 2005. "Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems". *Ecol. Model.* 183: 397-409.
- Piqué, M.; Castellnou, M.; Valor, T.; Pagés, J.; Larrañaga, A.; Miralles, M.; Cervera, T. 2011. *Integració del risc de gran incendis forestals (GIF) en la gestió forestal: Incendis tipus i vulnerabilitat de les estructures forestals al foc de capçades*. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. Barcelona. 118 p.
- Retana, J. 1996. "Característiques d'intensitat i extensió dels incendis". En: Terradas, J. (ed.) *Ecologia del foc*. Proa, Barcelona. p. 141-156.
- Retana, J.; Riba, M.; Castell, C.; Espelta, J. M. 1992. "Regeneration by sprouting of oak (*Quercus ilex*) stands exploited by selection thinning". *Vegetació* 99-100: 355-364.
- Rothermel, R. C. 1983. *How to predict the spread and intensity of forest and range fires*. General Technical Report (INT-143). USDA Forest Service, Ogden, UT. 161 p.
- Serrada, R.; Aroca, M. J.; Roig, S. 2008. "Selvicultura preventiva de incendios". En: Serrada, R., Montero, G., Reque, J. A. (eds.). *Compendio de selvicultura aplicada en España*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid, p. 949-980.
- Scott, J. H.; Reinhardt, E. D. 2001. *Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behaviour*. Research paper (RMRS-29). USDA Forest Service, Fort Collins, CO. 59 p.
- Terradas, J. 1996. "Mesures específiques de gestió per a la prevenció d'incendis". En: Terradas, J. (Ed.). *Ecologia del foc*. Proa, Barcelona, p. 209-225.
- Van Wagner, C. E. 1977. "Conditions for the start and spread of crown fire". *Canadian Journal of Forest Research*, 7 (1): 23-34.
- Vélez, R. (coord). 2000. *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. McGraw-Hill. Madrid. 800 p.
- Vericat, P.; Piqué, M.; Beltrán, M.; Cervera, T. 2011a. *Models de gestió per als boscos d'alzina (Quercus ilex subsp. ilex) i carrasca (Quercus ilex subsp. ballota): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals*. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. 164 p.
- Vericat, P.; Piqué, M.; Beltrán, M.; Cervera, T. 2011b. *Models de gestió per als boscos de roure de fulla petita (Quercus faginea) i roure martinenc (Quercus humilis): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals*. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. 181 p.
- Weatherspoon, P. C. 1996. *Fire-silviculture relationships in Sierra forests*. En: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress. Vol. II, Assessments and scientific basis for management options. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, p. 1167-1176.

6. FOMENTO DE LA HETEROGENEIDAD

6.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

Los factores ambientales que condicionan las características de la cubierta forestal (clima, suelo, perturbaciones, etc.) varían en el espacio y en el tiempo. A la vez, la respuesta de los vegetales a estas variaciones es distinta en función de factores como la especie, etapa de desarrollo, vitalidad y estado sanitario, antecedentes históricos (anteriores perturbaciones, actividad humana), interacciones con otros vegetales y animales, etc.

Esta combinación de condiciones ambientales y respuestas da lugar a la **heterogeneidad espacial** en cuanto a que coexisten, a diferentes escalas y patrones de reparto sobre el terreno, distintas especies y comunidades, estructuras, edades, etc.

La heterogeneidad espacial va asociada a la escala a la que se mide. Así, pueden establecerse diferentes escalas o “grano” de la heterogeneidad espacial. Generalmente se distinguen tres escalas de heterogeneidad espacial: la variación en el entorno inmediato al individuo (árbol), la variación dentro del rodal (unidad de terreno sensiblemente homogénea en condiciones ecológicas y de vuelo) y la variación a escala del paisaje (mosaico de rodales).

La heterogeneidad espacial aporta *complejidad* al sistema forestal, configurando un paisaje forestal más **resiliente y resistente** a las perturbaciones (Stephens *et al.*, 2010; Puettmann, 2011). Es por tanto un elemento clave en las estrategias de adaptación al cambio global.

La heterogeneidad (en especies, estructuras, edades, patrones de agrupación de los pies, fracción de cabida cubierta, regeneración o disposición de los combustibles, etc.) asegura que, en caso de perturbación ligada al cambio global (e. g. sequías fuertes, incendios o plagas), no toda la cubierta será afectada en igual medida (resistencia). Por otra parte, la heterogeneidad genera un paisaje de masas diversificadas que responden de diferente modo a los citados episodios, manteniendo a largo plazo sus características (resiliencia).



Fotografía 57. Ejemplos de heterogeneidad en sistemas forestales mediterráneos dominados por *Quercus*. Izquierda: diversidad florística de especies arbóreas (*Quercus ilex*, *Quercus faginea*, *Juniperus thurifera*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*) y arbustivas (*Buxus sempervirens*, *Amelanchier ovalis*, *Berberis hispanica*) en el P. N. del Alto Tajo (Guadalajara). Derecha: encinar con quejigo (*Berberidi-Quercetum rotundifoliae*), con presencia de roquedos, claros y ecotonos con matorral espinescente en Sierra Mágina (Jaén).

Por otra parte, la heterogeneidad espacial, y especialmente aquella ligada al estrato arbustivo, también influye decisivamente en los procesos de regeneración de los *Quercus* mediterráneos, ya que facilita la dispersión y establecimiento del regenerado (Valladares

et al., 2008; Zamora *et al.*, 2008) incrementando el flujo genético y la recuperación de la cubierta tras perturbaciones (e. g. incendios).

A nivel práctico, la heterogeneidad presenta especial interés porque se trata de una característica que puede modificarse mediante la gestión, ya sea a escala de rodal (selvicultura) como de paisaje (planificación). Los sistemas forestales mediterráneos son notablemente heterogéneos, debido a la variación a pequeña escala de las condiciones ecológicas y a la larga interacción con el ser humano (Blondel y Aronson, 1995), lo que supone una oportunidad a aprovechar.

6.2. MEDIDAS A ESCALA DE RODAL

6.2.1. Favorecer la heterogeneidad en especies: masas mixtas

Las masas mixtas suponen inherentemente una heterogeneidad en especies arbóreas. El presente apartado se circunscribe a las masas mixtas pie a pie o por bosquetes de reducido tamaño, que hacen que el rodal pueda considerarse mixto.

Desde el punto de vista de la adaptación al cambio global, las masas mixtas presentan gran interés cuando se combinan especies con diferentes estrategias vitales y tipo de respuesta a perturbaciones (reproducción por semilla y/o rebrote, edad de fertilidad reproductiva, mayor o menor tolerancia a la sequía, sensibilidad a plagas y enfermedades, etc.). Por otra parte, puede ser interesante mantener especies con el mismo tipo de respuesta (redundancia), de manera que exista una segunda opción si la respuesta de una especie no es adecuada.

La gestión de las masas mixtas se basa en el temperamento de las especies y las dinámicas concretas de cada formación mixta. En muchos casos, y especialmente en el ámbito mediterráneo, las masas mixtas representan etapas de un fenómeno dinámico de cambio de especies a medio plazo, que hay que tener presente a la hora de plantear su gestión.

Frente a una masa mixta dominada por alguna especie de los *Quercus* mediterráneos, existen diferentes opciones de gestión con respecto a la composición específica:

- Mantener la masa mixta inicial, manteniendo el *Quercus* como especie dominante y una proporción adecuada de la otra/s especie/s.
- Avanzar en la dominancia del *Quercus*, transformando la masa mixta inicial en una masa pura.
- Aumentar la proporción de la otra/s especie/s principal/es que acompañan el *Quercus* llegando incluso a convertirla en dominante.

Estas opciones de gestión, deben valorarse en cada caso. De cara a la adaptación al cambio global, es recomendable en general:

- En masas mixtas de carácter transicional, **priorizar las opciones paralelas a las dinámicas naturales**. En muchos casos, ello supondrá incrementar la proporción de *Quercus* (especialmente en el caso de mezclas con los pinos mediterráneos).
- A pequeña y media escala, **adaptar la distribución de las especies a las pequeñas variaciones de estación**, favoreciendo la presencia de unas u otras especies allí donde las condiciones microestacionales les sean más favorables.
- En todos los casos, **favorecer a las especies más adaptadas a condiciones más secas y cálidas** o, al menos, reservar una proporción suficiente de ellas en la masa mixta.

En la mayoría de masas mixtas dominadas por *Quercus* se tratará de mantener el carácter mixto

de la masa, regulando la proporción de especies según los criterios generales anteriormente descritos, siempre que sea posible. En caso de que se desee transformar una masa mixta en pura de *Quercus*, se tratará de mantener una cierta proporción de individuos de otras especies.

A continuación se enumeran los principales tipos de masas mixtas dominadas por los *Quercus* presentes en nuestro territorio y se describen los principales criterios de gestión desde el punto de vista de la adaptación al cambio global.

Masas mixtas de *Quercus* y coníferas mediterráneas

Entre los casos más representativos de estas masas mixtas están la encina o quejigo con pino carrasco o piñonero y la encina o rebollo con pino rodeno.

En las **masas mixtas de *Quercus* con pino carrasco (*Pinus halepensis*) o pino piñonero (*Pinus pinea*)** puede optarse por:

- Mantener el carácter de masa mixta. Puede ser interesante en el caso de pino piñonero cuando exista interés productivo de piñón, y también con pino carrasco en localizaciones de pluviometría restringida o baja calidad de estación, con objetivos eminentemente protectores. El manejo de *Quercus* como subpiso bajo, no parece recomendable en estos casos, ya que genera una continuidad vertical del combustible y limita la regeneración sexual de la quercínea. Es preferible promocionar los *Quercus* hacia el estrato superior mediante resalveos llegando a compartir el dosel dominante con las coníferas. Dado el distinto temperamento y mecanismos de regeneración de ambos géneros, llegado el momento de la regeneración se requerirán adaptaciones a los tratamientos para apoyar la regeneración de los pinos si se desea continuar como masa mixta.
- Avanzar en la dominancia de los *Quercus*, manteniendo algunos pies de coníferas en la masa, como pies aislados o bosquetes, y en bajas proporciones, preferentemente en microlocalizaciones más secas o iluminadas (ver apartado 6.2.2).

En las **masas mixtas de encina o rebollo con pino rodeno (*Pinus pinaster*)** del ámbito mediterráneo, la opción más recomendable es el mantenimiento de la masa mixta, realizando si cabe reajustes locales en función de las características ecológicas. Así, en las zonas más cálidas se desplazará gradualmente al *Pinus pinaster* hacia las microlocalizaciones de mayor disponibilidad hídrica (vaguadas, umbrías), favoreciendo a las quercíneas en las zonas más secas o expuestas (Fotografía 58). En este caso caben las mismas consideraciones respecto a la estructura vertical de la masa que en el caso de pino carrasco o piñonero.



Fotografía 58. *Pinus pinaster* sobre un subvuelo de encina en una solana a baja cota. En estos casos, es preferible promocionar el estrato de quercíneas, reduciendo la presencia de pino resinero a microlocalizaciones de mayor disponibilidad hídrica. Sierra de Cazorla (Jaén).

Masas mixtas de *Quercus* y coníferas submediterráneas

Entre los casos más representativos de estas masas mixtas pueden citarse las de encina o quejigo con pino laricio, o robles (más raramente encinas) con pino silvestre.

En masas mixtas de encinas o robles con **pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*)** el temperamento de *Pinus nigra* y su elevada longevidad facilitan en la mayor parte de casos el mantenimiento de la masa mixta pie a pie, o por golpes o bosquetes (Fotografía 59). La opción más recomendable sería el mantenimiento de la masa mixta, asegurando un cierto grado de regeneración del pino laricio (por ejemplo, con la apertura, mediante cortas, de huecos de regeneración o liberación de individuos jóvenes) y manteniendo siempre individuos maduros, buenos productores de semillas y que presentan cierta resistencia física al fuego.

Se trata de una masa mixta adaptada a los fuegos de baja intensidad (ver capítulo 5). Por otra parte, ante un fuego de media o alta intensidad, la regeneración por rebrote del *Quercus* es abundante e inmediata (Retana *et al.*, 2002), con lo que se garantizan las funciones de protección del suelo. La regeneración post incendio del pino laricio dependerá de la presencia de árboles que hayan escapado al fuego, en grupos o bosquetes y se comporten como fuente de semilla (Ordóñez *et al.*, 2004). Tras algunos años, el regenerado de laricio aparece entre los chirpiales del *Quercus* (Fotografía 60), empezando por las localizaciones de mejor estación, con lo que puede retornarse, a medio plazo, a la masa mixta inicial (Gràcia *et al.*, 2002).

Así pues, el mantenimiento de esta masa mixta estará muy condicionado por la heterogeneidad estructural (presencia de bosquetes o rodales maduros, de elevada resistencia física al fuego) y la reducción del riesgo de incendios de alta intensidad, lo que deberá asegurarse mediante la gestión.



Fotografía 59. El carácter semitolerante de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* facilita la gestión de masas mixtas con *Quercus*. Rodales mixtos de *Quercus* y pino laricio. Izquierda: con quejigo en Taravilla (Guadalajara); derecha, con encina en los Puertos de Tortosa-Beceite (Tarragona). En ambos casos se trata de un monte medio irregular.

En masas mixtas de *Quercus* con ***Pinus sylvestris***, el mantenimiento de la masa mixta es más complejo, ya que el temperamento pionero y heliófilo del pino silvestre requerirá aperturas fuertes del dosel en el momento de la regeneración y un control de la competencia de los *Quercus*, fundamentalmente durante las primeras etapas de desarrollo del regenerado. En el caso de masas mixtas situadas en condiciones más xéricas y de menor cota (en general masas mixtas con quejigo o encina, en menor medida con melojo), la estación es mucho más limitante para el *P. sylvestris*, y el mantenimiento de la masa mixta es complejo, por lo que esta opción debería limitarse a áreas concretas



Fotografía 60. Rodal afectado por un incendio de alta intensidad 13 años atrás. Tras la dominancia inicial de rebrote de quejigo, aparece gradualmente un numeroso regenerado de pino laricio. En este rodal se ha realizado un resalveo sobre el rebrote de quejigo a los 12 años tras el incendio, dejando unos 1.200 pies/ha. El Solsonès (Lleida)

en que la presencia de *Pinus sylvestris* revista importancia biogeográfica por su carácter relicto u otras especificidades (ver apartado 6.3.2 más adelante). Cabe tener en cuenta que muchas de las masas mixtas actuales de pino silvestre con *Quercus* tienen su origen en el intenso aprovechamiento de las quercíneas en el pasado, que suponían fuertes aperturas y un control continuado de la competencia sobre la conífera. Por ejemplo, en el caso del Prepirineo, se ha señalado que el área de distribución de *Pinus sylvestris* en las zonas más bajas se debe a la gestión histórica (Blanco *et al.*, 1998). En estas áreas se están observando actualmente intensos problemas de decaimiento de la conífera atribuidos al cambio climático y a la competencia ligada a las altas densidades de vegetación tras el abandono de las prácticas tradicionales, (Martínez-Vilalta y Piñol, 2002; Vilà-Cabrera *et al.*, 2011) (Fotografía 61). El fomento de los *Quercus* en estas áreas supone una oportunidad de adaptación de la cubierta forestal.

El mantenimiento a medio plazo de estas masas mixtas pasará por desplazar gradualmente al *Pinus sylvestris* hacia las microlocalizaciones de mayor disponibilidad hídrica (vaguadas, umbrías) y favorecer a las quercíneas en las zonas más secas o expuestas.

En el caso de mezclas con robles más mesófilos (*Q. pubescens*, *Q. pyrenaica*) y en zonas más frías y lluviosas, la afinidad estacional facilitará la gestión como masa mixta, teniendo en cuenta los requerimientos de regeneración del pino silvestre y la adecuada regulación de la competencia.

Tanto en masas mixtas con *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* como con *Pinus sylvestris*, es posible gestionar las quercíneas como un subvuelo bajo el dosel principal de las coníferas. No obstante, es recomendable promocionar el estrato de quercíneas en altura mediante resalveos de conversión, paralelamente a una apertura sensible del estrato de coníferas, si no uniformemente, al menos en algunos golpes o bosquetes distribuidos aleatoriamente en la masa. Con ello se puede mejorar el comportamiento frente a incendios (discontinuidad vertical) y la producción de semilla de los *Quercus*.

En localizaciones de muy baja calidad de estación para las coníferas (principalmente en caso del *Pinus sylvestris*, pero también para *Pinus nigra*) es preferible no mantener la

masa mixta, sino avanzar en la dominancia de los *Quercus*, manteniendo algunos pies de las coníferas en la masa, como pies aislados y en bajas proporciones, preferentemente en microlocalizaciones especialmente húmedas o de suelo profundo.



Fotografía 61. Decaimiento y mortalidad de *Pinus sylvestris* en masas mixtas con *Quercus ilex* y *Q. faginea* en el Prepirineo de Cataluña. La mortalidad se concentra en las localizaciones de menor capacidad de retención hídrica: partes altas de vertiente y suelos someros.

Masas mixtas de *Quercus*

Entre los casos más representativos de estas masas mixtas estarían las masas mixtas de encinas y alcornos, robles y alcornos o encinas con robles.

En las **masas mixtas de encinas y robles** (Fotografía 62), la opción más pertinente es mantener la masa mixta. En rodales dominados por robles, la limitada presencia de encina suele deberse a la restricción térmica, por tanto es recomendable mantener la proporción inicial de especies respetando, si lo hay, el incremento de proporción de encinas. Por otra parte, en rodales dominados por encina, la presencia de robles puede ser debida a las condiciones ecológicas menos favorables (elevada temperatura o escasa precipitación) o a la gestión histórica, dado que la encina se ha favorecido históricamente al ser su leña y bellota mucho más apreciada y, por otra parte, *Q. faginea* y *Q. pubescens* presentan una menor capacidad de rebrote. En la actualidad, al reducirse los aprovechamientos de leñas, se observa en algunas zonas de la Península un incremento de la proporción de robles en las masas mixta con encina. En estos casos, es recomendable mantener la proporción inicial de especies (dominancia de la encina) en caso de limitaciones ecológicas y buscar una proporción más equilibrada de ambas especies en caso de proporciones alteradas por la gestión.

En las **masas mixtas de encinas o robles con alcornos**, la opción más recomendable es mantener la masa mixta, con las dos o tres especies presentes. No obstante, la proporción de especies puede regularse teniendo en cuenta su presencia inicial, las condiciones ecológicas del rodal y el objetivo productivo. Así, puede favorecerse al alcornos en las mejores estaciones para éste y donde el objetivo sea la producción de corcho, o a las encinas y robles en estaciones de baja calidad para el alcornos o donde el objetivo preferente sea la producción de leñas (Fotografía 63). Debe tenerse en cuenta que muchas masas puras o mixtas dominadas por alcornos se deben a la promoción activa del alcornos, bien directamente por plantación o siembra, o indirectamente por eliminación regular de encinas y robles con los que coexistían.



Fotografía 62. Masa mixta en monte bajo con resalvos de encina y quejigo. Brihuega (Guadalajara).



Fotografía 63. Rodal mixto joven de alcornoque y encina tras un tratamiento selvícola de mejora. El alcornoque tiene objetivo productor de corcho y la encina objetivo productor de leñas. A la izquierda de la imagen puede observarse el resalveo practicado sobre las cepas de encina (chirpiales de 12 años). St. Feliu de Buixalleu (Girona).

Masas mixtas de *Quercus* con otras frondosas

Mayoritariamente con planocaducifolios, aunque pueden existir algunas perennes como *Arbutus*, *Ilex* o *Laurus*. Se sitúan, en general, en localizaciones de elevada disponibilidad hídrica. Entre los casos más representativos de este tipo de masas mixtas se encuentran los robledales o encinares con *Acer* sp., robledales con planifolios en zonas de tendencia más atlántica del NW peninsular o los encinares de *Quercus ilex* subsp. *ilex* con *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*, *Prunus avium* o *Fagus sylvatica* del extremo nororiental de la Península.

En la mayor parte de casos, la opción más recomendable es el mantenimiento de la masa mixta, garantizando las condiciones adecuadas para los *Quercus* mediante aperturas fuertes del dosel si la evolución de los planocaducifolios limita la luz.

Replantaciones de coníferas con presencia de *Quercus*

Muchas de las repoblaciones de coníferas llevadas a cabo durante el s. XX presentan actualmente un abundante subvuelo de *Quercus*, que puntualmente accede al estrato dominante. En estos casos, la gestión pasa por la promoción de los *Quercus* favoreciendo la formación de una masa mixta (Fotografía 64). La promoción de los *Quercus* es tanto mas importante en las repoblaciones llevadas a cabo en estaciones limite inferiores para la conífera, que en muchos casos supone un serio inconveniente a su regeneración natural.



Fotografía 64. Ejemplo de manejo del subvuelo de *Quercus* en una repoblación con *Pinus halepensis*. En primer lugar se realiza una clara que abra moderadamente el dosel de pino junto a un resalveo del monte bajo de *Quercus* (izquierda). Las cepas que muestren escasa vitalidad se recepan (centro) finalmente, tras unos años, se abre completamente el dosel de pinos alrededor de los individuos de *Quercus*, que vuelven a resalvearse si es necesario. Os de Balaguer (Lleida).

Un caso específico lo suponen las repoblaciones de coníferas u otras especies en claros de masas dominadas por *Quercus* (Fotografía 65) o las plantaciones de diversificación. En estos casos, la adaptación pasará por la correcta elección de la especie utilizada en la repoblación, y la gestión posterior como masa mixta según las consideraciones anteriores.



Fotografía 65. Repoblación con pino silvestre sobre los claros de un rebollar degradado. Omañas (León), 2004

6.2.2. Evitar la homogeneidad de especies en rodales puros

En rodales puros dominados por las especies de *Quercus*, es frecuente encontrar pies o pequeños grupos de individuos de otras especies. En este caso, se tratará de mantener y fomentar esta presencia puntual, respetando algunos pies existentes y favoreciendo la incorporación gradual de individuos jóvenes.

Dentro de un rodal, estas especies suelen estar frecuentemente asociadas a microlocalizaciones más favorables. En este caso, se tratará de aprovechar las pequeñas variaciones ambientales del rodal para ajustar su localización y proporción. Por ejemplo, para especies como *Pinus halepensis*, pueden reservarse las localizaciones más secas e iluminadas (partes altas de los rodales, zonas de suelos más someros). Mientras, los planocaducifolios (*Sorbus*, arces, fresnos, cerezos, etc.) o pinos submediterráneos (laricio, silvestre) pueden situarse en pequeñas vaguadas, torrenteras, etc., donde con frecuencia ya están inicialmente presentes.

El número mínimo de individuos de especies diferentes a la dominante es variable según la especie y características del rodal. Para el caso de coníferas, mantener entre 5 y 10 pies adultos/ha puede ser suficiente para romper la homogeneidad en rodales puros. En el caso de especies asociadas a condiciones de alta humedad (planocaducifolios, especies de ribera) dependerá de la existencia previa de las mismas en el rodal. En cualquier caso, para mantener el carácter puro del rodal una proporción máxima razonable de otras especies se situaría alrededor del 10% de la Fcc.



Fotografía 66. Individuos aislados de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* en un rodal puro de *Quercus faginea*. En las cortas, es recomendable mantener estos pies aislados y favorecer la incorporación gradual de algunos individuos jóvenes, mediante la apertura puntual del dosel allí donde aparezca regenerado viable de pino laricio. Torà (Lleida).

6.2.3. Mantenimiento y diversificación del sotobosque y el estrato arbustivo

En las formaciones arboladas dominadas por *Quercus* el estrato arbustivo juega un papel especialmente importante desde el punto de vista de la adaptación al cambio global.

Por una parte, favorece la regeneración por semilla de los *Quercus*, al mejorar la atracción de dispersores y proporcionar aporte de agua, nutrientes y protección física frente a los

factores climáticos y el diente de los herbívoros. Este efecto de facilitación ha sido comprobado, por ejemplo, en encinas, quejigos y melojos (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2006; Cuesta *et al.*, 2010) o en roble pubescente del sur de Francia (Rousset y Lepart, 1999, 2000). Ante el previsible aumento de las situaciones de estrés ligadas al cambio global, la facilitación cobra especial importancia en la regeneración sexual de los *Quercus* mediterráneos, ya sea para regenerar rodales envejecidos (e. g. dehesas), facilitar la colonización de áreas desarboladas (Fotografía 67) o favorecer la regeneración en sistemas degradados. En cualquier caso, es un elemento clave para fortalecer el flujo genético, favoreciendo las adaptaciones locales y la migración genética (ver capítulo 7).

Por otro lado, el estrato arbustivo en formaciones de *Quercus* favorece la diversidad de especies animales, tanto vertebrados como roedores o aves (Camprodon y Brotons, 2006) como artrópodos, favoreciendo la funcionalidad del sistema. Así mismo, la existencia de un sotobosque con composición específica compleja puede favorecer el mantenimiento de poblaciones de antagonistas de las plagas (Volney y Hirsch, 2005).

No obstante, deben tenerse en cuenta los posibles inconvenientes que puede suponer el sotobosque, como por ejemplo:

- La competencia por el agua con el estrato arbóreo.
- Eleva el peligro de incendio, al incrementar la cantidad de combustible y su continuidad (horizontal y vertical).
- En determinados casos, supone un inconveniente para el aprovechamiento pastoral del estrato herbáceo (aunque en medios mediterráneos actúa como un interesante estabilizador del suministro de forraje).



Fotografía 67. Rodal que lentamente está siendo recolonizado por el encinar tras el abandono del aprovechamiento ganadero. El papel de los arbustos preexistentes es fundamental para acelerar estas fases de recolonización. En este caso las leguminosas espinoscentes *Genista scorpius* y *Erinacea anthyllis*. Ares del Maestre (Castellón).

Así pues, las recomendaciones de gestión para el mantenimiento y diversificación del sotobosque y el estrato arbustivo pueden resumirse en:

- Si es necesario aplicar desbroces, se recomienda que sean de tipo selectivo y parcial, tratando de mantener la diversidad (especies) y heterogeneidad espacial (patrones de distribución) del estrato de sotobosque, evitando en lo posible sus efectos potencialmente negativos.
 - Mantener entre un 20 y un 30% de cobertura de matorral, en manchas de diferentes tamaños y formas, desde uno o unos pocos individuos hasta manchas de varios metros de diámetro, y donde dominen diferentes especies (Camprodon y Brotons, 2006).
 - Se eliminarán preferentemente las especies consideradas más inflamables y las que en mayor medida contribuyen a la combustibilidad, y se respetarán en general las orlas arbustivas compuestas por especies poco inflamables y, especialmente, el matorral productor de frutos (*Sorbus* sp., *Prunus*, etc.).
- En masas con el estrato arbóreo muy cerrado y donde el estrato arbustivo sea muy escaso, abrir puntualmente la cubierta sobre las manchas arbustivas existentes para favorecer su iluminación. No es necesario superar el 20% de cobertura de matorral, sobre todo si el área es especialmente sensible a incendios.
- En zonas desarboladas o masas muy abiertas y degradadas sin estrato arbustivo, promover la presencia de especies de matorral, ya sea como plantas aisladas o manchas. Esto puede conseguirse mediante acotados o siembras y plantaciones.
- En las dehesas, donde la excesiva presión ganadera y la escasez de dispersantes y matorrales facilitadores impide la regeneración, pueden incorporarse manchas de matorral en un paisaje en mosaico (Fotografía 68) para facilitar refugio y alimento a los animales dispersantes secundarios, asociadas a torrenteras, lindes, etc.

Por otra parte, a la hora de abordar la regeneración, es recomendable favorecer el establecimiento previo de un estrato arbustivo espinescente, mediante exclusión temporal del ganado y otros grandes herbívoros, que sirva de protección inicial a los brinzales.



Fotografía 68. Ejemplo de mantenimiento de manchas de matorral en dehesas, integradas por diferentes especies y con un recubrimiento aproximado del 20%. Este matorral no afecta negativamente al uso ganadero y constituye un elemento clave para asegurar una cierta tasa de regeneración sexual. PN de los Alcornocales, Cortes de la Frontera (Málaga).

6.2.4. Diversificación de la estructura intra-rodal

Por la propia definición de rodal, la estructura interna de los mismos tiende a ser homogénea. Además, esta homogeneidad puede extremarse en caso de montes bajos regulares (coetáneos), alcornocales regulares o dehesas con una misma clase de edad.

Entre las principales medidas para favorecer la diversificación estructural dentro del rodal pueden destacarse:

- En los rodales extensos gestionados mediante monte bajo regular, monte bajo irregular o monte medio regular, dejar pequeños golpes de unas pocas cepas sin cortar (~200-500 m²), donde únicamente se realizan resalveo de conversión (MAR), favoreciendo la creación de pequeños grupos o manchas de pies de buen porte que se situarán sobre el estrato general de copas.
- Así mismo, generar, mediante resalveos de conversión “cortinas” de fustal sobre cepa junto a caminos, creando una estructura de poca continuidad vertical de cara a incendios forestales y favoreciendo la calidad paisajística. Estas franjas pueden tener una anchura mínima orientativa de entre 10 y 20 metros.
- Mantener, si los hay, algunos pies con porte y estructura de copa sustancialmente diferente al resto del arbolado del rodal. En este sentido, los pies de interés para la fauna y la biodiversidad (ver capítulo 8) pueden ser de gran ayuda para incorporar diversidad estructural a escala de rodal.
- Favorecer la presencia de algunas manchas de matorral (ver apartado anterior).
- En dehesas regulares adultas o maduras, introducir una segunda clase de edad preferiblemente con distintos patrones de agregación (áreas pie a pie de densidad no uniforme, áreas por golpes o bosquetes densos, diferentes densidades, diferentes formas y tamaños de los golpes, etc.)

La heterogeneidad estructural a pequeña escala (intra-rodal) podría, en determinados casos, agravar el peligro de incendio debido a la presencia de matorral y la continuidad vertical de combustible. En caso de situarnos en un área especialmente sensible a incendios, debe optarse preferentemente por una heterogeneidad por golpes (con poca cobertura total de matorral y combustible de escala, asegurando en todo caso la discontinuidad vertical).



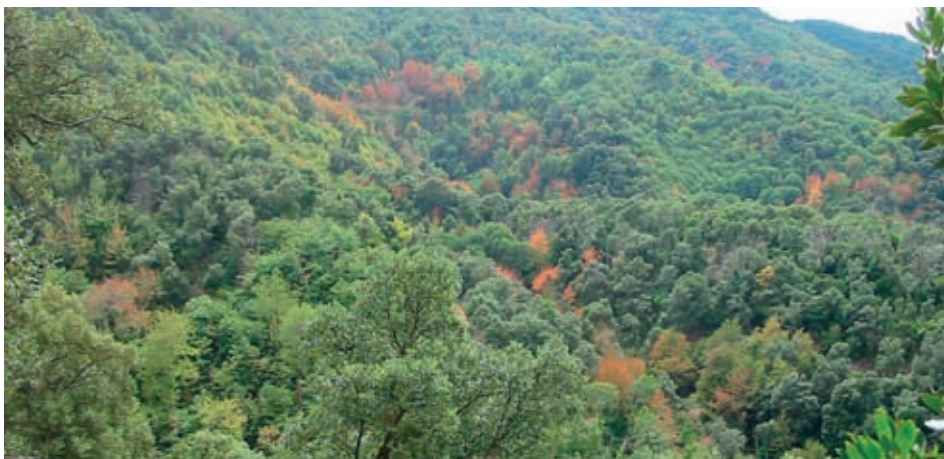
Fotografía 69. Ejemplo de heterogeneidad intra-rodal: monte medio regular adehesado de quejigo, en el que 20 años atrás se realizó un resalveo sobre sarda para conducir a fustal sobre cepa irregular. Se observan tres clases de edad de resalvos y claros con matorral disperso. Poveda de la Sierra (Guadalajara).

6.3. MEDIDAS A ESCALA DE MONTE Y PAISAJE

6.3.1. Diversificación de tipos de cubiertas y estructuras

A escala de paisaje, se tratará de favorecer un mosaico de rodales de distintas especies y estructuras.

La **composición específica** deberá adaptarse a las diferentes condiciones ecológicas, favoreciendo cada especie en sus condiciones más adecuadas; por ejemplo, robles en umbrías y encinas en solanas, coníferas frugales en partes altas y secas, planocaducifolios en vaguadas, etc. Es importante, siempre que sea posible, combinar especies de diferente tipo de respuesta (*response types*) y a la vez mantener especies con el mismo tipo de respuesta (redundancia).



Fotografía 70 Ejemplo de mosaico de especies. Sobre una matriz de *Quercus ilex* subsp. *ilex*, encontramos *Quercus suber* con *Quercus canariensis* en las exposiciones soleadas de menos suelo, *Prunus avium* en las vaguadas, rodales de castaño (*Castanea sativa*) a media ladera y *Quercus pubescens* y *Q. petraea* en la parte alta y umbría. La acción del hombre explica en muchos casos estos paisajes en mosaico, sumamente interesantes desde el punto de vista de la adaptación al cambio global. Parque Natural del Montnegre-Corredor (Barcelona).

La **diversificación de estructuras** reviste interés, sobre todo en superficies extensas de montes bajos homogéneos. En este caso, existen múltiples opciones para diversificar los tipos estructurales a escala de monte o paisaje. Puede avanzarse hacia estructuras de “fustal sobre cepa” mediante resalveos de conversión en los rodales de mayor calidad de estación, donde el avance hacia esta estructura sea más rápido. Pueden combinarse distintos tipos de gestión: monte bajo regular, monte bajo irregular, monte medio regular. Por otra parte, pueden mantener rodales abiertos (desarbolados) o con diferentes grados de densidad.

La **heterogeneidad de tamaños y formas de los rodales** es también importante; en este caso vendrá dada por la variación de condiciones ecológicas y de objetivos de la gestión.

La diversificación de especies y estructuras puede integrarse en la gestión para la prevención de incendios forestales a nivel de paisaje. Así, pueden establecerse rodales de muy baja densidad o desarbolados en las “áreas estratégicas de gestión”, o rodales resalveados hacia fustal sobre cepa en áreas cortafuegos. El aprovechamiento de otros productos forestales también puede favorecerse de esta heterogeneidad por ejemplo, usos ganaderos, cinegéticos o apícolas.

La ordenación por rodales constituye un método muy adecuado para la planificación y gestión adaptativa de los paisajes forestales en mosaico, ya que adapta la delimitación de las unidades de gestión (rodales) a las variaciones de especies, estructura, calidades de estación, y objetivos de gestión (Fotografía 71). Además, la forma de las unidades de gestión se adapta periódicamente según evoluciona la cubierta forestal, sin requerir una estructura predeterminada (Vericat y Piqué, 2007; González *et al.*, 2011).



Fotografía 71. Ejemplo de mosaico reflejado en la rodalización de una parte de un cantón. El límite del cantón "3" aparece en negro, mientras los límites de los rodales aparecen señalados en rojo. El rodal 3a corresponde a una masa densa de alcornoque, el rodal 3b corresponde a una dehesa de acebuche con presencia de alcornoque, encina y quejigo, y los rodales 3c y 3d corresponden a formaciones de ribera. Parque Natural de los Alcornocales (Málaga). De González *et al.* (2011).

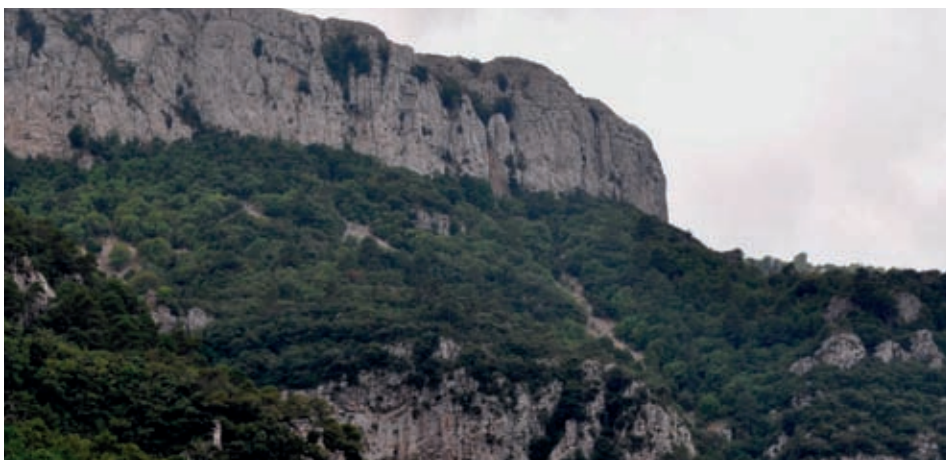
En las dehesas, se tratará de favorecer la diversidad de ambientes (mosaico) vs. la homogeneización. Los principios antes comentados son de aplicación al sistema de dehesa. En este caso, la diversificación de tipos cubiertas y estructuras pasará por generar variación por rodales en cuanto a especies dominantes y estructuras (incorporar una segunda o tercera clase de edad, rejuvenecer rodales, etc.). Por otra parte, la vegetación de ribera, si está presente, tiene un papel importante aportando diversidad al conjunto.

6.3.2. Mantenimiento de rodales de especial interés

Además de los rodales donde la cubierta vegetal presente especial interés por su valor biológico, singularidad o rareza, normalmente ya reflejados en la normativa de conservación, existen determinados tipos de rodal, de algún modo atípicos, que de cara a la adaptación al cambio global es importante identificar, incorporándolos en los instrumentos de planificación a escala de monte o superior. Entre estos cabe destacar:

- "Islas de diversidad". Se trata de retales de masa no afectados por incendios recurrentes debido a la posición fisiográfica, condiciones de alta humedad, orientación, etc. En algunos casos, además, la inaccesibilidad ha hecho que se hayan mantenido relativamente poco afectados por la actividad humana en el pasado (cortas, roturaciones, pastoreo, quemas) (Fotografía 72). Estos rodales actúan como una "memoria" del sistema, ya que en ellos sobrevive un complejo biológico con capacidad de recolonizar y estabilizar el resto de superficie tras una perturbación (Volney y Hirsch, 2005).

- Rodales de composición específica singular o formaciones forestales raras o relativamente poco abundantes a pequeña escala (monte) o media escala (comarca o macizo): rodales de formaciones de ribera, rodales de coníferas cuando la matriz de territorio está dominada por *Quercus*, rodales de planocaducifolios ligados a la topografía, etc.
- Rodales de estructuras poco frecuentes en la matriz de cubierta forestal de la zona, frecuentemente con origen en usos pasados. Por ejemplo, los pequeños rodales adhesados con arbolado maduro ligados a la actividad ganadera en áreas donde actualmente predomina el monte bajo (Fotografía 73).



Fotografía 72. Ejemplo de "isla de diversidad". Rodal de encinar en una umbría rocosa de elevada pendiente, posición fisiográfica que ha limitado la explotación en el pasado y la afectación por incendios forestales. En este rodal aparece un elevado número de otras especies arbóreas (e.g. *Quercus faginea*, *Acer opalus* subsp. *granatense*, *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*, *Taxus baccata* o *Sorbus* sp.) y un rico cortejo de especies arbustivas. Obaga de la Mola, La Torre de Fontaubella, El Priorat (Tarragona).



Fotografía 73. Rodal maduro de *Quercus faginea* antiguamente utilizado como pasto y lugar de reposo del ganado. Pese a que en la actualidad el uso ha desaparecido, este tipo de rodales, localizados en vaguadas y pequeños rellanos, aportan heterogeneidad estructural a un paisaje dominado por el monte bajo. Solsona (Lleida).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Blanco, E.; Casado, M. Á.; Costa, M.; Escribano, R.; García, M.; Génova, M.; Gómez, Á.; Gómez, F.; Moreno, J. C.; Morla, C.; Regato, P.; Sainz, H. 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta, Barcelona. 597 p.
- Blondel, J.; Aronson, J. 1995. "Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: human and non-human determinants". En: Davis, G. W.; Richardson, D. M. (eds.): *Biodiversity and ecosystem function in Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, p. 43-119.
- Camprodon, J.; Brotons, L. 2006. "Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests". *Forest Ecology and Management*, 221 (1-3): 72-82.
- Castro, J.; Zamora, R.; Hódar, J. A. 2006. "Restoring the forests of *Quercus pyrenaica* Willd. using pioneer shrubs as nurse plants". *Applied Vegetation Science*, 9: 137-142.
- Cuesta, B.; Villar-Salvador, P.; Puértolas, J.; Rey Benayas, J. M.; Michalet, R. 2010. "Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs". *Journal of Ecology*, 98 (3): 687-696.
- Gómez-Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J. M.; Hódar, J. A.; 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 (4): 1128-1138.
- González, J. M.; Piqué, M.; Vericat, P. 2011. *Manual de ordenación por rodales: gestión multifuncional de los espacios forestales*. 2ª ed. Organismo autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 208 p.
- Gràcia, M.; Retana, J.; Roig, P. 2002. "Mid-term successional patterns after fire of mixed pine-oak forests in NE Spain". *Acta Oecologica*, 23: 405-411.
- 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.
- Ordóñez, J. L.; Franco, S.; Retana, J. 2004. "Limitation of the recruitment of *Pinus nigra* in a gradient of post-fire environmental conditions". *Ecoscience*, 11: 296-304.
- Puettmann, K. J. 2011. "Silvicultural challenges and options in the context of global change: "simple" fixes and opportunities for new management approaches". *Journal of Forestry*, 109 (6): 321-331.
- Retana, J.; Espelta, J. M.; Habrouk, A.; Ordóñez, J. L.; Solà-Morales, F. 2002. "Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in NE Spain". *Ecoscience*, 9: 89-97.
- Rousset, O.; Lepart, J. 1999. "Shrub facilitation of *Quercus humilis* regeneration in succession on calcareous grasslands". *Journal of Vegetation Science*, 10 (4): 493-502.
- Rousset, O.; Lepart, J. 2000. "Positive and negative interactions at different life stages of a colonizing species (*Quercus humilis*)". *Journal of Ecology*, 88: 401-412.
- Stephens, S. L.; Millar, C. I.; Collins, B. M. 2010. "Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates". *Environmental Research Letters*, 5: 1-9.
- Valladares, F.; Aranda, I.; Sánchez-Gómez, D. 2008. "La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua". En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (segunda edición)*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A. Madrid, p. 337-372.
- Vericat, P.; Piqué, M. 2007. "Utilización del método de ordenación por rodales para compatibilizar la gestión forestal y la conservación de la biodiversidad". *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 21: 125-133.
- Vilà-Cabrera, A.; Rodrigo, A.; Martínez-Vilalta, J.; Retana, J. 2011. "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*. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02615.x.
- Volney, W. J. A.; Hirsch, K. G. 2005. "Disturbing forest disturbances". *The Forestry Chronicle*, 81 (5): 662-668.
- Zamora, R.; García-Fayos, P.; Gómez-Aparicio, L. 2008. "Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica". En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (segunda edición)*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A. Madrid, p. 373-396.

7. FACILITACIÓN DE LA ADAPTACIÓN GENÉTICA

7.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

Las especies vegetales se han adaptado a los cambios climáticos del pasado a través de diferentes mecanismos que implican la vertiente genética. Entre ellos, la adaptación *in situ* y la migración son los más importantes.

- La **adaptación *in situ*** de la especie se produce a partir de un conjunto inicial de perfiles genéticos (*pool*) de donde quedan seleccionados los mejor adaptados a las nuevas condiciones. Lógicamente la capacidad de adaptación *in situ* está ligada a la diversidad genética inicial, ya que a mayor diversidad es más probable que existan perfiles más adecuados a las nuevas condiciones ambientales.
- La **migración** es el desplazamiento de las especies a áreas donde las condiciones ecológicas abióticas (principalmente el clima) se han convertido en más favorables. Esta migración se realiza a través de propágulos (e. g. semillas) o gametos (polen). En última instancia, la migración también implica la extinción local en las áreas donde las condiciones han dejado de ser adecuadas para la especie.

La existencia de ambos mecanismos es patente en los *Quercus* mediterráneos, donde la variabilidad genética dentro de una misma especie, así como la frecuencia de fenómenos de hibridación e introgresión, han favorecido adaptaciones locales y migraciones en el pasado, como pone de manifiesto la evolución post-glaciar.

No obstante, el cambio global actual implica fuertes restricciones a los mecanismos de adaptación comentados, debido a:

- La rapidez del cambio climático y naturaleza del mismo (con aumento de la variabilidad meteorológica y fenómenos extremos), ante los que la velocidad y capacidad de desplazamiento de las especies puede resultar insuficiente, sobre todo cuando el desplazamiento implica sucesivos episodios de regeneración (semilla-plántula) especialmente sensibles a fenómenos extremos como sequías intensas.
- El grado de alteración actual de la cubierta forestal debido a causas antropogénicas. Principalmente el aumento de la fragmentación, la reducción de la conectividad, la simplificación de la diversidad genética o la reducción de la regeneración sexual (debilidad y reducción de la producción de semilla, incremento de la predación y herbivoría).

Por tanto, los objetivos de las medidas de adaptación genética propuestas a continuación son:

- **Facilitar la adaptación “*in situ*”**, y por tanto la permanencia en el área actual, de las especies. Para ello, se incidirá fundamentalmente en el mantenimiento de la heterogeneidad fenotípica (reflejo de una elevada diversidad genética subyacente) y el mantenimiento del flujo genético.
- **Facilitar los desplazamientos de especies y genotipos** ligados a los reajustes de áreas de distribución motivados por el cambio climático. Para ello, se incidirá fundamentalmente en la eliminación de barreras antrópicas, sobre todo debidas a la modificación del paisaje (e. g. pérdida de conectividad, fragmentación, rarefacción de núcleos de diversidad, etc.).

Las medidas propuestas en este capítulo están centradas específicamente en la componente genética de la adaptación. No obstante, debe resaltarse que muchas de las medidas expuestas en los diferentes capítulos de este bloque son altamente sinérgicas con las que aquí se proponen. Sirvan como ejemplos:

- La mejora de la vitalidad de las masas (capítulo 3) influye decisivamente en la producción de bellota, y por tanto en la reproducción sexual y el incremento del flujo genético.
- Las adaptaciones en la regeneración y restauración (capítulo 4) favorecen la reproducción sexual, reducen la fragmentación y mejoran las capacidades de autorregulación del sistema.

- La gestión para la prevención de incendios forestales (capítulo 5) reduce el impacto de los mismos sobre la capacidad de reproducción sexual y reduce la fragmentación.
- El incremento de la heterogeneidad (capítulo 6) favorece la reproducción sexual y la diversidad de fenotipos a pequeña y media escala.
- La mejora de la calidad como hábitat y la biodiversidad (capítulo 8) favorece la estabilidad y funcionalidad del sistema en conjunto, incidiendo positivamente en los procesos de regeneración sexual.

7.2. MEDIDAS A ESCALA DE RODAL

7.2.1. Mantener la heterogeneidad fenotípica

En una misma masa o rodal, frecuentemente conviven individuos de diferentes características o fenotipos. Estas diferencias pueden ser morfológicas (porte, hojas, frutos, etc.), fenológicas (fechas de brotación o senescencia de las hojas, etc.), fisiológicas (capacidad de brotación, sensibilidad o resistencia a sequías, etc.) o de otro tipo. Son debidas a la lógica variación genética dentro de una población y su interacción con las condiciones ambientales del lugar.

La heterogeneidad fenotípica es un indicador de diversidad genética y plasticidad fenotípica a nivel de población. La diversidad genética incrementa la capacidad de adaptación a las nuevas condiciones a largo plazo y facilita los procesos de migración, mientras la plasticidad fenotípica determina a corto plazo la respuesta de las especies al cambio climático y en algunos casos puede incluso amortiguar sus efectos (Theurillat y Guisan, 2001). En conjunto, las poblaciones forestales con mayor plasticidad fenotípica y diversidad genotípica pueden tolerar mejor los cambios ambientales (Regato, 2008; Benito Garzón, 2011).

En general, los *Quercus* mediterráneos presentan una elevada heterogeneidad fenotípica y genética (ver apartado 7.3.2). A escala de rodal, especies como la encina, quejigo o roble pubescente pueden presentar una enorme heterogeneidad fenotípica pie a pie.

Así, en los tratamientos selvícolas (resalveos y claras), se tratará de mantener individuos de diferentes características dentro del mismo rodal:

- En encinares, mantener diferentes morfotipos (identificables por el aspecto de la hojas o el porte), aún manteniendo aquellos que presenten un porte menos interesante, foliación menos vigorosa (siempre que no sea debido a patologías o carencias), menor fructificación, etc. En el caso de encinares con cierta influencia litoral (interior y prelitoral de Cataluña, Comunidad Valenciana, Bajo Aragón), es frecuente encontrar morfotipos intermedios con la subsp. *ilex*, e incluso individuos aislados que presentan las características morfológicas correspondientes a aquella subespecie (Fotografía 74). En sentido contrario, en encinares litorales aparecen individuos de morfotipo cercano a la subsp. *ballota*.
- En robledales de *Quercus faginea*, mantener diferentes morfotipos (identificables por el aspecto de la hojas o el porte), aún manteniendo aquellos que presenten un porte menos interesante o foliación menos vigorosa (siempre que no sea debido a patologías o carencias).
- En robledales de *Quercus pubescens*, mantener ejemplares de fenotipos intermedios con *Quercus faginea* (híbridos) sin intentar homogeneizar la masa, a pesar de que en algún caso puedan representar menores portes.
- En encinares en dehesa, mantener individuos de distintas variedades, aún incluyendo una representación de los menos interesantes desde el punto de vista de la producción de bellota.



Fotografía 74. Ejemplo de heterogeneidad fenotípica. Diferentes morfotipos de encina (*Quercus ilex*) encontrados en un mismo rodal en el Maestrazgo (Morella, Castellón).

7.3. MEDIDAS A ESCALA DE PAISAJE

7.3.1. Reducción de la fragmentación y las bajas densidades forestales

La fragmentación y los paisajes con muy bajas densidades de arbolado dificultan la conectividad y suponen un obstáculo a la migración. Por otra parte, disminuyen la capacidad de autorregulación del sistema forestal, haciéndolo más vulnerable a fenómenos adversos, ya sean meteorológicos o bióticos.

En el caso de los *Quercus*, la fragmentación y las bajas densidades de arbolado son especialmente graves en muchos paisajes de matriz agraria de España. La destrucción directa debido a la mecanización e intensificación agraria, la falta de regeneración y la mortalidad debida a la “seca” y otras causas, ha agudizado este problema durante los últimos años (Fotografía 75).



Fotografía 75. La presencia de individuos y manchas de *Quercus* es una constante en los paisajes agrarios españoles. En la actualidad, la falta de regeneración y mortalidad está reduciendo esta presencia. Encinas entre olivos y campos de cereal en Génave (Jaén).

Entre las medidas de reducción de la fragmentación y mejora de la conectividad a escala de paisaje pueden contemplarse:

- En las diferentes figuras de planificación a escala de paisaje, establecimiento de corredores biológicos, promoviendo paisajes forestales conectados y con pocos obstáculos al movimiento de especies animales. De este modo se favorece la coexistencia del complejo biológico asociado a la regeneración.
- Mejorar la vitalidad e incrementar las densidades forestales en los retales de terreno forestal inserto en áreas de fuerte matriz agrícola, con arbolado ralo o disperso. En este caso, cabe tener en cuenta las medidas reflejadas en los capítulos 3 y 4 y en el apartado 6.2.3.
- Conservar y mejorar las franjas arboladas con *Quercus* situadas en los lindes de los campos de cultivo así como los pies de *Quercus* aislados, especialmente cuando el entorno es mayoritariamente agrario. Por su situación, estos árboles suelen presentar una copa globosa con elevada capacidad de producción de bellota. Algunos de estos árboles presentan edades avanzadas y gran porte, constituyendo un elemento de gran valor paisajístico y ecológico (nidificación de avifauna) (Fotografía 76). De no existir, puede favorecerse su presencia mediante plantación. Por otra parte, en lindes de campos de cultivo con *Quercus* de rebrote de bajo porte, son de aplicación los tratamientos de mejora de la vitalidad referidos en el capítulo 3.



Fotografía 76. Encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) y roble pubescente (*Quercus pubescens*) en una franja arbolada entre campos de cultivo. Puede observarse las dimensiones que alcanzan estos pies. Sierra del Montsec (Lleida).

7.3.2. Conservación de las ‘reservas genéticas’

Las “reservas genéticas” son enclaves aislados o poblaciones marginales y disjuntas dentro de las áreas de distribución de una especie. En algunos casos constituyen hábitats relictos o zonas de refugio durante los cambios paleoclimáticos.

Según Regato (2008) las especies de árboles y matorrales templados con su límite de distribución meridional en la cuenca mediterránea tienen el grueso de su diversidad genética en sus poblaciones mediterráneas (el llamado “límite trasero” o *rear-edge*), a pesar de que éstas representan una pequeña fracción de su área de distribución. Por tanto, bajo un escenario de cambio climático, la gran estabilidad y diversidad genética de numerosas poblaciones arbóreas relictas del “límite trasero” esparcidas a lo largo de las montañas mediterráneas y de territorios altamente heterogéneos, serán elementos extremadamente importantes para el desarrollo de estrategias de adaptación *in situ*. Estas poblaciones son las más propensas a representar bancos de genes pre-adaptados y podrían formar núcleos poblacionales de respuesta al cambio climático según las condiciones cambian.

Existen numerosos ejemplos de poblaciones marginales y disjuntas de las distintas especies de *Quercus* en la Península Ibérica. Las denominadas “procedencias de área restringida” reflejadas en los diferentes Catálogos de regiones de procedencia para las especies de *Quercus* contempladas en el presente trabajo (Díaz-Fernández *et al.*, 1995; Díaz-Fernández *et al.*, 1996; Jiménez *et al.*, 1996; Jiménez *et al.*, 1998), constituyen una exhaustiva recopilación de las áreas que pueden constituir reservas genéticas. No obstante, en muchos casos pueden encontrarse pequeños núcleos aislados que han podido pasar desapercibidos por su escasa extensión o estar constituidos por un reducido número de pies dispersos o hibridados (e. g. Serrada y García, 1999).

La conservación de estas reservas genéticas, en lo referente a medidas de planificación y selvícolas se basará en:

- Identificación, delimitación, evaluación y establecimiento de medidas normativas de protección.
- Mejora de las condiciones selvícolas y la capacidad de regeneración sexual de las mismas: mejora de la vitalidad, medidas de prevención de incendios y de reducción de la presión de herbivoría, etc.



Fotografía 77. Ejemplos de poblaciones marginales y disjuntas. Izquierda, ejemplares de *Quercus faginea* en el barranco de Leyva de Sierra Espuña (Murcia). Derecha, pequeño rodal de alcornocal marginal entre Torrelaguna y El Berrueco (Madrid).

7.3.3. Migración asistida

La migración asistida, entendida como la *translocación* de especies a áreas donde actualmente no están presentes pero donde se prevé que en un futuro se darán las condiciones climáticas adecuadas, es una medida de respuesta que frecuentemente se propone como parte de las estrategias de adaptación al cambio global en el ámbito español (Regato, 2008; Felicísimo *et al.*, 2011).

El objetivo de la migración asistida es superar la rapidez del cambio climático, que no permitiría una migración natural de las “especies”. Así, se pretende evitar la extinción de especies, mantener la capacidad productiva de bienes de mercado (madera) y los servicios de la cubierta forestal.

No obstante, en la actualidad esta medida está sometida a un intenso debate, dado que presenta algunos inconvenientes y riesgos derivados de la incertidumbre inherente al cambio global y al desconocimiento de los posibles efectos negativos de la translocación, entre los que se citan (Aubin *et al.*, 2011):

- Consecuencias sobre la estructura genética de las poblaciones del área huésped (e. g. hibridaciones, dilución/alteración del *pool* genético local).
- Pérdida de especies debido a competencia interespecífica.
- Comportamiento como especie invasora y interrupción de procesos ecológicos.
- Pérdida de resiliencia al crearse sistemas más artificializados y dependientes de la intervención humana.

Ante los todavía escasos conocimientos sobre las implicaciones de la migración asistida, que requieren sin duda de evaluación caso a caso, parece preferible, por el momento, decantarse por medidas que faciliten y aceleren los procesos de migración natural. Así, desde una posición de cautela, pueden proponerse las siguientes medidas de facilitación de la migración genética, además de las expuestas en los apartados anteriores de este capítulo:

- Establecimiento de redes de “áreas refugio” de especies, áreas especialmente adecuadas para determinada especie, conectadas teniendo en cuenta el gradiente climático, que puedan configurar una red a nivel de paisaje.
- Restauración y fortalecimiento de la capacidad de reproducción sexual de poblaciones en paisajes fuertemente transformados (ver capítulos 3 y 4, y apartados anteriores en este mismo capítulo).
- Conservación, mejora o restauración de las condiciones adecuadas del hábitat para los vectores bióticos de dispersión. En algunos casos, como las aves, pueden tener un papel importante en la dispersión a corta y media distancia. En el capítulo 8 se recopilan un conjunto de medidas de mejora de la calidad del hábitat que pueden ser de utilidad para este objetivo.

Por otra parte, en plantaciones o repoblaciones algunos autores proponen el uso de distintas procedencias del material forestal de reproducción (MFR), previendo que algunas pueden tener mejor comportamiento en las condiciones futuras (ver, por ejemplo, Ledig y Kitzmiller, 1992; Millar *et al.*, 2007). En España, las características y empleo del MFR se encuentra regulado por normas legales, estando definidos los materiales de base, especialmente los rodales selectos productores de semilla. En la planificación de las repoblaciones, debe hacerse un esfuerzo en encontrar la procedencia más adecuada para las especies a introducir al estado actual y, en su caso, al previsible estado futuro del rodal.

En cualquier caso, si el origen del material utilizado no coincide con el de las poblaciones autóctonas próximas, la repoblación puede suponer un peligro para los recursos genéticos, ya que en el futuro pudiera provocar alteraciones de las características genéticas de las masas autóctonas debido al flujo de polen (Alía *et al.*, 2005). En la anterior referencia pueden encontrarse recomendaciones de uso del material de reproducción.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alfía, 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*. DGB, Madrid. 384 p.
- Aubin, I.; Garbe, C. M.; Colombo, S.; Drever, C. R.; McKenney, D. W.; Messier, C.; Pedlar, J.; Saner, M. A.; Venier, L.; Wellstead, A. M.; Winder, R.; Witten, E.; Ste-Marie, C. 2011. "Why we disagree about assisted migration: Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests". *The Forestry Chronicle*, 87 (6): 755-765.
- Benito Garzón, M.; Alfía, R.; Robson, T. M.; Zavala, M. A. 2011. "Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change". *Global Ecology and Biogeography*, 20 (5): 766-778.
- Díaz-Fernández, P.; Jiménez, P.; Martín, S.; De Tuero, M.; Gil, L. 1996. *Regiones de procedencia de Quercus robur L., Quercus petraea (Matt.) Liebl y Quercus humilis Miller*. ICONA, Madrid. 87 p. + planos.
- Díaz-Fernández, P. M.; Jiménez, M. P.; Catalán, G.; Martín, S.; Gil, L. A. 1995. *Regiones de procedencia: Quercus suber L.* ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ETSI Montes, Madrid. 49 p. + planos.
- Felicísimo, A. M.; Muñoz, J.; Villalba, C. J.; Mateo, R. G. 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. 552 p.
- Jiménez, M. P.; Díaz-Fernández, P. M.; Iglesias, S.; De Tuero, M.; Gil, L. 1996. *Las regiones de procedencia de Quercus ilex L. en España*. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid. 96 p. + planos.
- Jiménez, M. P.; Díaz-Fernández, P. M.; Martín, S.; Gil, L. 1998. *Regiones de procedencia Quercus pyrenaica Willd. Quercus faginea Lam. Quercus canariensis Willd.* Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 91 p. + planos.
- Ledig, F. T.; Kitzmiller, J. H. 1992. "Genetic strategies for reforestation in the face of global climate change". *Forest Ecology and Management*, 50: 153-169.
- Millar, C. I.; Stephenson, N. L.; Stephens, S. L. 2007. "Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty". *Ecological Applications*, 17 (8): 2145-2151.
- Regato, P. 2008. *Adaptación al cambio global. Los bosques mediterráneos*. UICN Centro de Cooperación del Mediterráneo, Málaga, España. 254 p.
- Serrada, R.; García, J. I. 1999. "Información acerca de la presencia de alcornoque (*Quercus suber* L.) en la provincia de Guadalajara". *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, Fuera de Serie: 101-112.

8. MEJORA DE LA CALIDAD DEL HÁBITAT Y LA FUNCIÓN DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

8.1. CONCEPTO E IMPORTANCIA

La calidad del hábitat se refiere a “la capacidad de un medio de proveer las condiciones adecuadas para la persistencia de los individuos y las poblaciones” (Hall et al., 1997). A su vez, la biodiversidad se define como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (Convenio sobre la Diversidad Biológica de Naciones Unidas, 1992).

Los espacios forestales dominados por los *Quercus* mediterráneos se cuentan entre los más ricos en especies y hábitats protegidos, constituyendo un importante reservorio de biodiversidad (Fotografía 78). Las medidas de adaptación al cambio global expuestas hasta el momento son sinérgicas o, cuando menos, compatibles con la conservación de la biodiversidad y la mejora de las condiciones del hábitat.



Fotografía 78. Los espacios forestales dominados por los *Quercus* mediterráneos se cuentan entre los más ricos en especies y hábitats protegidos. Bosques de encina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*), alcornoque, quejigo y roble pubescente en el P. N. del Montseny (Girona), declarado Reserva de la Biosfera.

En este apartado se exponen una serie de medidas generales de mejora de la calidad del hábitat para la comunidad faunística forestal y la función de reserva de la biodiversidad, particularizadas para las formaciones dominadas por los *Quercus* mediterráneos. Las medidas descritas en los apartados siguientes son de aplicación en las dehesas. No obstante, en muchos casos existen matices en su aplicación que cabe tener en cuenta. Estas recomendaciones específicas pueden encontrarse en García-Vázquez y Tapias (2012).

Las características óptimas del hábitat, ya sean a escala de rodal o de paisaje, pueden variar para distintas especies o grupos de especies. Por tanto, si existe una determinada especie-objetivo, las medidas de mejora de la calidad del hábitat deberán particularizarse dependiendo de sus necesidades y preferencias.

Por otra parte, si en el mismo rodal o en su entorno se da la presencia de especies de fauna o flora en régimen de protección especial o incluidas en el catálogo de especies amenazadas, las medidas deberán adaptarse a esta circunstancia y, en todo caso, deben respetarse las condiciones específicas establecidas en la normativa vigente.

Finalmente, no todas las medidas expuestas en este capítulo son convenientes y aplicables en todos los casos y simultáneamente. Se trata de opciones cuya oportunidad debe valorarse en cada caso. Las medidas deben ser (i) posibles y deseables en el contexto ecológico local; y (ii) compatibles con los objetivos y prioridades locales de la mejora del hábitat y conservación de la biodiversidad.

8.2. MEDIDAS A ESCALA RODAL

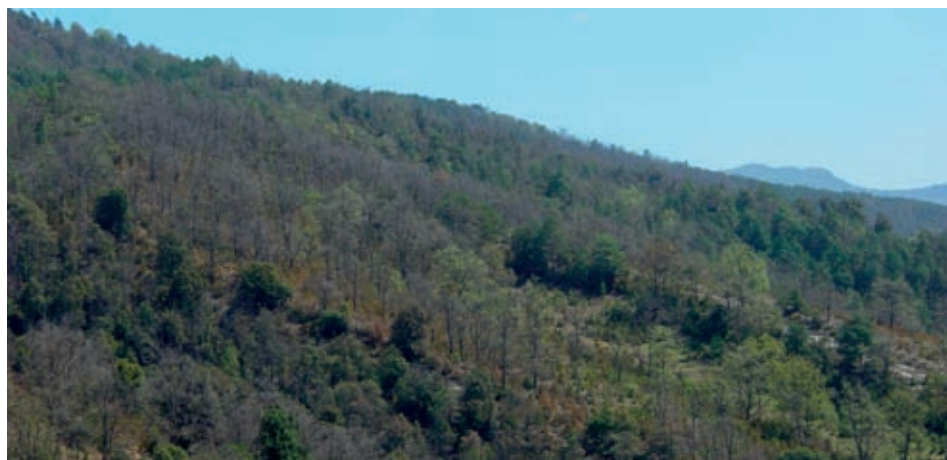
8.2.1. Fomentar la diversidad de especies arbóreas

En las masas de *Quercus* es frecuente la presencia de otras especies vegetales acompañantes, como individuos aislados o bien como pequeños golpes. Estas especies, a menudo, confieren un elevado valor de diversidad, paisajístico e incluso económico que en la mayoría de casos justifica su conservación. En muchos casos, además, se trata de especies productoras de frutos que sirven como alimento a la fauna (e. g. acebuches, madroños, serbales, sabinas).

Así, en las cortas se regulará la presencia de especies acompañantes para favorecer las menos competitivas, las más escasamente representadas o las que produzcan frutos.

En las masas puras se propone mantener hasta alrededor del 10 % de la Fcc con otras especies arbóreas. Esta medida es en gran parte coincidente con la descrita en el apartado 6.2.2.

En las masas mixtas, interesará mantener las especies diferentes de *Quercus* que sean productoras de frutos y las de estrategias vitales diferenciadas de los *Quercus*, como las coníferas. La localización de estas especies se adaptará a sus preferencias, según en la estación en que nos encontremos. Así, en estaciones lluviosas y frías, especies como *Pinus halepensis* o *Pinus pinea* se dejarán preferentemente, en microlocalizaciones especialmente secas o iluminadas, mientras en estaciones más cálidas *Pinus pinaster*, *Pinus nigra* o *Pinus sylvestris* se situarán en las microlocalizaciones más frescas.



Fotografía 79. Presencia de otras especies en un rodal dominado por *Quercus pubescens*, según microlocalizaciones: *Quercus ilex* y *Quercus faginea* en las zonas con menor suelo y *Pinus sylvestris* en las vaguadas. Sora (Barcelona).

Por otra parte, en las masas dominadas por quercíneas es especialmente interesante mantener y potenciar individuos de gran porte de otras frondosas como chopos, álamos, fresnos, etc., que generalmente aparecen en pequeños grupos, ligados a condiciones locales de alta humedad, ya que son seleccionados por las diferentes especies de pícidos y generan un alto número de oquedades.

Lo anterior es de aplicación a las dehesas. En caso de dehesas monoespecíficas o con presencia casi exclusiva de encina y alcornoque, interesará aumentar la diversidad y mezcla de especies arbóreas y de edades, mediante enriquecimiento con otras frondosas e incluso coníferas.

8.2.2. Especies arbustivas y sotobosque

Medida en gran parte coincidente con la descrita en el apartado 6.2.3. Se tratará de mantener, en los tratamientos selvícolas y especialmente en los desbroces, una cierta cobertura de matorral favoreciendo las especies productoras de fruto (e. g. *Crataegus*, *Rubus*, *Sorbus*, *Prunus*, etc.) y reduciendo la presencia de las más inflamables (*Cistus*, *Erica*, etc.) en localizaciones de alto riesgo de incendio. En formaciones submediterráneas, la gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi*) constituye una especie clave para aves y mamíferos frugívoros y omnívoros, que además no incrementa la intensidad en caso de incendio y ejerce una importante función de control de la erosión, por lo que se conservará y potenciará en la medida de lo posible.

Se procurará mantener y mejorar las orlas arbustivas de bosque, ya que conforman ecotonos de gran importancia para la fauna y la misma dinámica del sistema. En ellos abundan las especies productoras de frutos. En dehesas, se tratará de mantener los pequeños golpes, o áreas y manchas de matorral, donde se favorecerá la presencia de las especies productoras de frutos carnosos.



Fotografía 80. Dos especies arbustivas productoras de fruto: *Crataegus monogyna*, característica de orlas de bosque, y *Arctostaphylos uva-ursi*, tapizante en formaciones submediterráneas.

8.2.3. Retención de pies de interés

Determinados tipos de pies, por su escasez y papel biológico, deben excluirse de las cortas o, en su defecto, reservar un número suficiente de los mismos. En general, se trata de pies de características morfológicas muy diferenciadas del resto de la masa; así, cuando se trate de pies vivos, esta medida es sinérgica con el incremento de diversidad estructural a escala de rodal (apartado 6.2.4). Los principales tipos de pies de interés son:

- **Árboles nido**, árboles que presentan estructuras de nidificación de rapaces forestales, ya sean catalogadas o no.
- **Árboles posadero** (Jiménez *et al.*, 2006), ubicados en puntos de amplio campo visual, con una copa aparasolada formada por grandes ramas en la parte más alta que puedan servir como futuras atalayas de nidificación o como posaderos de grandes rapaces y otras aves. Se podrán incluir dentro de esta categoría los árboles secos en pie (con y sin ramas –estacas–).
- **Pies de gran desarrollo**, árboles de gran tamaño (diámetro normal ≥ 80 cm), con una copa bien formada y que, por sus características fisonómicas y por su ubicación, se utilicen en el futuro como lugares de nidificación o como posaderos.
- **Pies con oquedades**, árboles con cavidades de picidos, grietas, cortezas desprendidas, etc., que ofrecen refugio y lugar de cría para la avifauna y quirópteros forestales.
- **Pies viejos y sobremaduros**, que en muchos casos constituyen un testimonio de anteriores usos agro-forestales (e. g. antiguas dehesas o pastos arbolados) (Fotografía 81) y que pueden pertenecer a alguna de las otras categorías de este apartado.
- **Pies de especies raras o escasas** en la zona, ya sean aislados o en pequeños golpes, ligadas a condiciones topoedáficas particulares; por ejemplo, *Taxus baccata* o *Ilex aquifolium*.
- **Árboles aislados**, en zonas abiertas de pastos, parcelas de cultivos o lindes de parcelas. Especialmente los de mayor porte. Estos pies suelen tener una elevada producción de bellota y, por su situación, tienen gran interés para la avifauna (otaderos de rapaces).



Fotografía 81. Ejemplar sobremaduro de *Quercus pubescens*, testimonio de la intensa actividad pastoral en el pasado en esta zona, que ha sido respetado en un resalveo. Sierra del Montsec (Lleida).

- **Pies decrepitos**, siempre que se presenten aislados o en número muy reducido, de manera que no supongan un riesgo fitosanitario para el resto de la masa como posibles focos de plaga o enfermedad. Presentan interés como sustrato de alimentación de aves insectívoras y como paso previo a constituir madera muerta. Los pies de este tipo más interesantes desde el punto de vista de la biodiversidad son aquellos de mayores dimensiones (diámetro y altura), y que en su proceso de decaimiento y tras su muerte generarán numerosos refugios para quirópteros y aves y un elevado volumen de madera muerta de grandes dimensiones. Respecto al número de estos pies por ha, lo más razonable es dejar los que se encuentren, a menos que se trate

de una afectación generalizada en el rodal por enfermedad, plaga o evento climático (caso en que puede ser recomendable su extracción). Además de los pies de las mismas especies de *Quercus*, por su conformación y madera, son interesantes los pies de coníferas y de otras frondosas de madera blanda (e. g. álamos).

Si no existiesen pies de los anteriores tipos en el rodal, es interesante, en las cortas, ir manteniendo y seleccionando al menos 4-10 pies/ha, preferiblemente agrupados en golpes de 2-4 individuos, que constituyan una reserva de pies sobremaduros o que en el futuro puedan constituir alguno de los anteriores tipos.

8.2.4. Madera muerta

Esta medida incluye:

- Mantener, en las cortas, **árboles muertos en pie**; un mínimo de 1 o 2 pies/ha (idealmente 4-10) de diámetro normal superior a 20 cm, y sobre todo si contienen cavidades de pícidis. Pueden ser pies de especies diferentes a la dominante del rodal (e. g. coníferas en las formaciones de *Quercus*; en este caso, además, pueden generarse pies muertos mediante anillados). Cuando los pies muertos se presenten simultáneamente en elevado número o en grandes grupos, como consecuencia de un problema fitosanitario o de otro factor deberá extremarse la precaución para evitar problemas de plagas o enfermedades y puede ser recomendable su extracción.
- Mantener las estacas, pies muertos (sobre todo de coníferas y de frondosas de madera blanda) de altura superior a 2 m y diámetro normal superior a 20 cm, con escasas ramas o sin ellas.
- Mantener los tocones y partes basales del fuste de pies muertos que ya han perdido la copa, de alturas moderadas (pero >1 m). Funcionan como posaderos (especialmente para rapaces nocturnas). Si proceden de pies viejos de gran diámetro, con oquedades, pudriciones, etc., además, tienen una función de refugio y sustrato de alimentación para invertebrados, aves insectívoras y micromamíferos.
- Mantener determinada cantidad de **madera muerta en el suelo**. Existen diferentes indicaciones sobre la cantidad idónea de madera muerta (ver revisión en Camprodon, 2007). Si no existe una gran acumulación de madera muerta debido a sucesos excepcionales, puede dejarse la que naturalmente se vaya generando. Son interesantes los fragmentos a partir de 15-20 cm, independientemente de su longitud, y bien repartidos por el rodal para facilitar la dispersión de los organismos asociados (hongos, briófitos, coleópteros, etc.).



Fotografía 82. Parte basal del fuste de un pie muerto en un rodal maduro de *Quercus canariensis*. Excelente microhábitat para musgos e invertebrados asociados a la madera muerta. Cortes de la Frontera (Málaga).



Fotografía 83. Restos gruesos de un viejo alcornoque derribado por el viento que se dejarán *in situ* como madera muerta. Alt Empordà (Girona).

Al respecto de la madera muerta (ya sea en pie o en el suelo) interesará, en la medida de lo posible, tener pies y fragmentos en distintos grados de descomposición.

8.2.5. Fomentar la heterogeneidad “de grano fino”

Fomentar una cierta heterogeneidad interna del rodal. Además de la diversidad de especies arbóreas y arbustivas, se tratará de evitar la homogeneidad de estructuras, promoviendo una distribución variable de los pies, con variación a pequeña escala de los patrones de agregación, de edad, estructura vertical, crear o mantener pequeños claros con apertura del dosel, mantener pequeñas manchas de matorral, etc. El hecho de conservar algunos pies morfológicamente muy diferenciados del resto de la masa (apartado 8.2.3) proporciona este tipo de heterogeneidad.

Esta medida coincide en gran parte con lo expuesto en el apartado 6.2. En cualquier caso, deben considerarse las implicaciones en caso de incendio forestal (ver apartado 6.2.4).

8.2.6. Correcta ejecución de los trabajos selvícolas

Una premisa básica para compatibilizar la gestión forestal y la conservación de la biodiversidad es la correcta ejecución de los trabajos selvícolas. Entre los principios de correcta ejecución merecen destacarse:

- Conocer las especies de fauna y flora presentes en el rodal o entorno que estén afectadas por la normativa de conservación, de cara a prever las mejores épocas, condiciones y técnicas de ejecución.
- En general, las actuaciones selvícolas se realizarán preferentemente en las épocas en que no se perturben los períodos de reproducción de las principales especies de fauna presentes. En general, para no interferir en la nidificación de la avifauna, es recomendable ejecutar las actuaciones fuera del período primaveral (marzo-junio). No obstante, el calendario deberá ajustarse a la biología de las especies presentes según la zona, o a la especie objetivo.
- Prever y si es necesario marcar previamente los itinerarios de saca y puntos de acopio, de manera que se reduzca al máximo el tránsito por el interior del rodal donde se actúa. Medida

imprescindible en caso de presencia de especies de protección especial o catalogadas.

- La maquinaria utilizada en las actuaciones deberá estar en correcto estado de funcionamiento al efecto de evitar vertidos indeseados de sustancias contaminantes (combustibles, aceites y otros fluidos).
- Igualmente, debe recogerse cualquier elemento de desecho procedente de los trabajos selvícolas: botes de spray en señalamientos, latas de aceite o combustible, piezas de repuesto de maquinaria (cadenas de motosierra, cables, baterías, neumáticos, etc.) y disponerse en un punto de tratamiento adecuado.

8.3. MEDIDAS A ESCALA DE MONTE Y PAISAJE

A gran escala la mejor medida para potenciar la biodiversidad es conservar la heterogeneidad del paisaje ya que supone una complementación espacial y temporal de los hábitats (Camprodon, 2007) clave para la comunidad faunística en los sistemas mediterráneos (Brotons, 2007). Así pues, a escala de monte, se tratará principalmente de **mantener y mejorar el mosaico de hábitats** existente, teniendo en cuenta que este mosaico podrá ser más o menos marcado en función de la variación fisiográfica del monte, patrón general de paisaje, historial de gestión e incendios, etc. En este sentido, las medidas a escala de paisaje propuestas en los capítulos 6 y 7 coinciden plenamente con los objetivos de conservación de la biodiversidad. Además de las actuaciones sobre la cubierta forestal, la planificación de los usos a nivel de monte (ganadería extensiva, caza, apicultura, recreo, etc.), la red viaria y la regulación de accesos son aspectos importantes a tener en cuenta de cara a la mejora de la calidad del hábitat y la función de conservación de la biodiversidad.

8.3.1. Mantener rodales de arbolado maduro y rodales de bosque viejo

Es interesante mantener una representación de rodales de arbolado maduro o viejo (en función de su grado de presencia inicial en el monte). Por un lado, la presencia de etapas finales de evolución del bosque incrementa la heterogeneidad a nivel de paisaje. Por otra parte, numerosos estudios muestran que la diversidad biológica se incrementa con la madurez del rodal (ver revisiones en Camprodon, 2007 o Saura, 2011). Los árboles maduros presentes en estos rodales son grandes productores de semilla y en los rodales viejos abundan los árboles añosos, con cavidades, epífitos, madera muerta en pie y en el suelo, etc.



Fotografía 84. Fustal extracortable de *Quercus canariensis* procedente de antiguos trasmochos. Cortes de la Frontera (Málaga).

8.3.2. Gestión activa de las áreas abiertas

El mantenimiento o creación de claros presenta gran interés cuando el paisaje forestal circundante esté dominado por formaciones cerradas. Las áreas abiertas, aportan diversidad al biotopo, generan ecotonos (e. g. orlas arbustivas) y son importantes para fortalecer la cadena trófica (poblaciones de artrópodos, micromamíferos, prados para herbívoros, cazaderos para algunas rapaces). Además, pueden constituir un elemento estratégico para la prevención de incendios forestales.

No es posible dar unos criterios concretos sobre dimensiones, forma y ubicación de estas áreas, ya que las características de las mismas en cada caso dependen de las condiciones y objetivos del monte: áreas abiertas preexistentes, existencia de prácticas culturales que mantienen o justifican estas áreas (e. g. ganadería), otros objetivos productivos de la finca (madera, caza), especies-objetivo de fauna, planificación de prevención de incendios, etc.

En general, es de interés:

- Si la evolución de la masa (arbórea y/o arbustiva) tiende al cerramiento, prever el mantenimiento a bajo coste, por ejemplo con pastoreo de ungulados silvestres o domésticos, o con cortas y desbroces selectivos puntuales.
- El interés de estas áreas aumenta si se mantiene un ecotono con el entorno boscoso. Entre las transiciones favorables a conservar o mejorar están la franja arbolada con gradiente de densidad (de menos a más), las orlas arbustivas, y la existencia de márgenes o muretes de piedra seca.
- Si es necesaria una restauración con especies arbustivas, utilizar las presentes en la zona y en la proporción naturalmente presente en el área, siendo de utilidad para este fin los inventarios florísticos.
- La creación y mantenimiento de las áreas abiertas debe ejecutarse respetando árboles aislados y pequeñas manchas de matorral repartidas aleatoriamente.



Fotografía 85. El aprovechamiento pastoral supone una oportunidad para crear o mantener claros y áreas abiertas paisaje forestal circundante esté dominado por formaciones cerradas. Izquierda: claro mantenido mediante pasto en zona de encinar de la Sierra del Montsec (Lleida); derecha: claro recuperado en una formación mixta de quejigo y encina en Sort (Lleida).

8.3.3. Conservación y mejora de formaciones de transición: lindes, setos, sotos

Además de las formaciones arbustivas de orla de bosque (ver apartado 8.2.2), la vegetación de lindes, setos y sotos constituye un elemento singular del paisaje. Los dos primeros casos constituyen infiltraciones de vegetación arbustiva y arbórea en espacios abiertos (cultivos o pastos). En el segundo caso, se trata de vegetación ligada a humedad edáfica por lo general muy diferenciada del paisaje circundante (ya sea de espacios abiertos o formaciones cerradas de especies mediterráneas).

Estos elementos, además de aportar diversidad a medios frecuentemente bastante homogéneos, son especialmente importantes como áreas de alimentación, nidificación y cría para especies ligadas al matorral o del monte mediterráneo, desde pequeñas aves insectívoras, micromamíferos y reptiles a especies cinegéticas como la perdiz, el conejo o la liebre.

Diferentes recomendaciones y técnicas de actuación para la protección de sotos, implantación de setos y comunidades arbustivas y revegetación en vaguadas pueden encontrarse en Lebreton y Choisy, 1991; Andrews y Rebane, 1994 o Guil *et al.*, 2007.

8.3.4. Conservación y mejora de las formaciones naturales de ribera

La vegetación de ribera tiene gran importancia en medios mediterráneos. Por una parte, estabiliza los márgenes de los cursos, frecuentemente torrenciales, evitando la erosión de cauces. En segundo lugar, al encontrarse inserto en una matriz de ambiente mucho más seco, constituye un hábitat de especial interés por su fragilidad, rareza, representatividad y valor paisajístico (Saura, 2011; Camprodon *et al.*, 2012b) (Fotografía 86). Cuando las formaciones forestales circundantes presentan estructuras juveniles o de bajo porte (caso de muchas quercíneas), los bosques de ribera constituyen un refugio para especies asociadas a la heterogeneidad vegetal y variables de madurez (e. g. ocupantes de cavidades como quirópteros) (Camprodon, 2007). Finalmente, desempeñan una importante función de corredor biológico.



Fotografía 86. Formación de ribera en un monte mediterráneo dominado por *Quercus*. Puede apreciarse la heterogeneidad paisajística que aporta, hecho que se refleja en un gran incremento de la biodiversidad. Cortes de la Frontera (Málaga).

El espacio de las formaciones de ribera ha resultado históricamente muy degradado a causa de la actividad humana (roturaciones, plantaciones forestales, pastoreo). Por todo ello, la conservación y mejora de estas formaciones es prioritaria. Así, es recomendable:

- En la planificación dar entidad a los rodales de formaciones de ribera, por más que en medios mediterráneos frecuentemente se trata de franjas muy estrechas de unos pocos metros a lado y lado del cauce (Figura 13).

- Conservar los rodales de vegetación de ribera existentes, actuando con cortas de mejora y desbroces parciales únicamente si el objetivo es la restauración.
- Actuaciones de restauración de las formaciones muy degradadas, con las especies arbóreas y arbustivas potenciales de la estación ecológica.
- Erradicar la presencia de especies invasoras que pueden representar un grave problema en los hábitats de ribera.

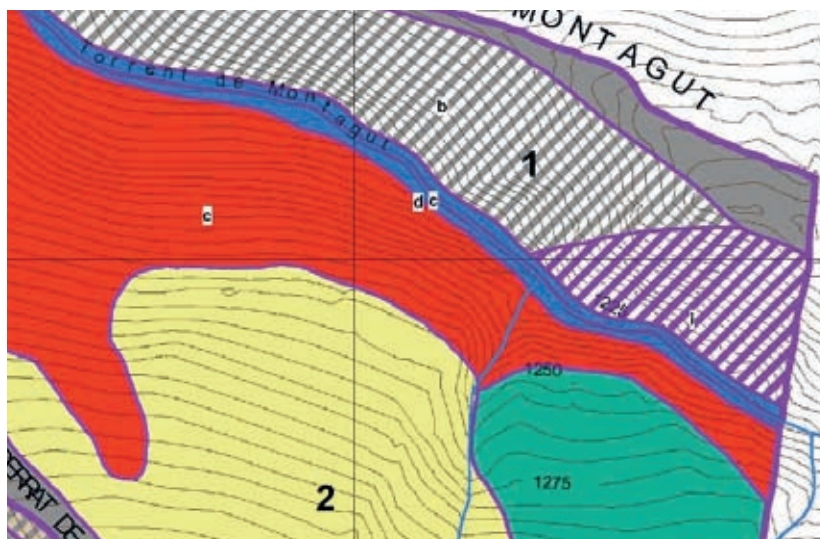


Figura 13. Mapa de tipos de cubierta forestal en una ordenación en que se refleja la formación de ribera, pese a ser una estrecha franja de unos pocos metros a lado y lado del curso de agua (franja azul, rodales d y c).

8.3.5. Conservación y mejora de hábitats de interés especial y otros puntos singulares

En la planificación y posterior ejecución de las actuaciones de gestión, debe ponerse especial cuidado en identificar pequeñas superficies que puedan constituir hábitats de interés comunitario (Directiva hábitats 92/43/CEE) y otros elementos singulares de especial interés para la biodiversidad, como por ejemplo:

- Pequeñas zonas húmedas (balsas, turberas, fuentes, y charcas) esenciales para invertebrados acuáticos y anfibios e importantes puntos de abrevadero para aves y mamíferos, que a menudo constituyen hábitats de interés comunitario.
- Enclaves o fragmentos con presencia de especies arbóreas que constituyen hábitats de interés comunitario (e. g. tejo: 9580 Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*, hábitat prioritario).
- Restos de construcciones y muros de piedra.

8.4. MEDIDAS ESPECÍFICAS PARA ESPECIES AMENAZADAS

A nivel estatal, la lista de especies de fauna y flora amenazadas se establece en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

Este catálogo incluye especies de flora y fauna (invertebrados, mamíferos, aves, peces, anfibios o reptiles. Actualmente recoge un total de 176 especies clasificadas como “en peligro de extinción” y 120 clasificadas como “vulnerables”. Además del catálogo estatal, se han desarrollado catálogos autonómicos de especies de protección especial.

Entre las especies emblemáticas de fauna asociadas al monte mediterráneo que encuentran catalogadas como “vulnerables” o “en peligro de extinción” se encuentran el lince ibérico, el águila imperial ibérica, el buitre negro, la cigüeña negra, el águila perdicera o el milano real.

Las medidas de conservación y mejora del hábitat a considerar para las especies catalogadas deben ser en primer lugar las **establecidas en la normativa vigente**.



Fotografía 87. Macho de lince ibérico en la sierra de Andújar (Jaén).

Las medidas activas de gestión de las especies incluidas en el catálogo se recogen en los planes de conservación (para especies en peligro de extinción) o los planes de recuperación (para especies vulnerables). Además de las medidas recogidas en estos Planes, existen numerosas disposiciones legales, en general de ámbito autonómico, que afectan a las actuaciones en el medio forestal. Las principales disposiciones están relacionadas con:

- Limitación de actuaciones en áreas con presencia, nidificación o áreas sensibles, que se establecen según distintos criterios para cada especie.
- Limitación de actuaciones en períodos sensibles para la especie.

Además del conjunto de disposiciones legales, en los últimos años se han publicado completos manuales de gestión del hábitat que incluyen medidas concretas para las formaciones dominadas por *Quercus* mediterráneos. Referimos a estas publicaciones para encontrar una descripción detallada de las medidas.

En González *et al.* (2005) puede encontrarse un conjunto de medidas positivas para lince ibérico, águila imperial ibérica, buitre negro y cigüeña negra, en concreto:

- Definición de áreas sensibles y períodos sensibles para cada especie-objeto.
- Medidas preventivas relacionadas con los usos y aprovechamientos forestales: reforestaciones, podas, resalveos, claras, clareos, guiados y limpieza de monte, limpieza de jaras y matorral heliófilo, descorche cortafuegos, y, finalmente, limpieza y adecuación de márgenes y arroyos.

- Medidas activas de manejo de las especies-objetivo y sus hábitats.

En Jiménez *et al.* (2006) se exponen medidas de gestión dirigidas a la conservación del buitre negro, cigüeña negra, águila imperial y quirópteros forestales, estableciendo criterios sobre áreas y períodos sensibles para cada especie.

Finalmente, en las siguientes publicaciones se proponen medidas específicas de conservación y mejora del hábitat para las siguientes especies de fauna amenazada ligadas a las formaciones de *Quercus* mediterráneos:

- Lince ibérico *Lynx pardinus* (WWF/Adena, 2001; San Miguel, 2006)
- Águila imperial ibérica (SEO/BirdLife, 2003)
- Buitre negro (Moreno-Opo y Guil, 2007)

8.5. OTRAS MEDIDAS ACTIVAS DE MEJORA DEL HÁBITAT

En la Tabla 2 se sintetizan una serie de medidas activas que pueden ser de utilidad en la mejora general del hábitat y favorecen la conservación de la biodiversidad. Otra vez es necesario insistir que no todas las medidas son convenientes y aplicables en todos los casos y simultáneamente, sino que deben valorarse de acuerdo a las necesidades y objetivos concretos de conservación.

Tabla 2. Otras medidas activas de mejora del hábitat.

Medida	Objetivo	Idoneidad: ¿dónde? ¿en qué casos?	Referencias
Instalación de cajas nido para quirópteros	Refugio y lugar de nidificación de quirópteros forestales. Mejora de las poblaciones.	Masas jóvenes y/o homogéneas, con escasos pies viejos y con déficit de cavidades, en un entorno con pocas localizaciones-refugio para quirópteros (roquedos, cuevas, rodales de bosque viejo, construcciones tradicionales, etc.). Nunca en bosques maduros o con abundantes cavidades; es necesario un mantenimiento y emplazarlas adecuadamente para que no constituyan "trampas" para sus ocupantes.	(Baucells <i>et al.</i> , 2004; Flaquer <i>et al.</i> , 2007)
Instalación de cajas nido para aves insectívoras	Mejora de las poblaciones de aves insectívoras.	Masas jóvenes y/o homogéneas, con escasos pies viejos y con déficit de cavidades. Nunca en bosques maduros o con abundantes cavidades; es necesario un mantenimiento y emplazarlas adecuadamente para que no constituyan "trampas" para sus ocupantes.	(Baucells <i>et al.</i> , 2004; Campron, 2007)
Construir y mantener montones de piedra. Restauración de muretes de piedra en seco	Refugio y lugar de nidificación de diversas especies de aves, micromamíferos (ratones y musarañas) o reptiles. Mejora de las poblaciones.	Paisajes homogéneos de escasa rugosidad, ausencia de márgenes o muretes de piedra en seco. Tanto en espacios abiertos como en el interior del bosque.	(García-Vázquez y Tapias, 2012)

Tabla 2. Otras medidas activas de mejora del hábitat (cont.)

Medida	Objetivo	Idoneidad: ¿dónde? ¿en qué casos?	Referencias
Anillados para la generación de madera muerta en pie	Generar madera muerta en pie.	Masas con escasez de madera muerta en pie pero con individuos candidatos a ser anillados con éxito (pies de más de 30 cm de diámetro normal, fustes altos, mejor especies no rebrotadoras).	(Camprodon <i>et al.</i> , 2012a)
Construcción de refugios (majanos) y protección de vivares naturales para el conejo de monte	Mejora de las poblaciones de conejo de monte (interés cinegético) e, indirectamente, la de los predadores asociados (rapaces, lince ibérico, etc.).	Paisajes homogéneos de escasa rugosidad, ausencia de márgenes o muretes de piedra en seco, en terrenos con interés cinegético o presencia de especies predatoras protegidas. Espacios abiertos o de baja densidad de arbolado, mosaicos.	(San Miguel, 2005b; Silvestre, 2005; Guil <i>et al.</i> , 2007; García-Vázquez y Tapias, 2012)
Conservación o restauración de charcas y puntos de agua estratégicamente repartidos	Mejora de las poblaciones de vertebrados silvestres (bebedero). Específicamente especies ligadas al agua como los anfibios y algunos invertebrados, a los que proporcionan el hábitat que necesitan para vivir y/o reproducirse. Las charcas que hacen de abrevadero del ganado cumplen muy bien esa función.	Fincas con aprovechamiento ganadero o cinegético mayor (charcas-abrevadero). Superficies con escasez de charcas permanentes o temporales, aunque con surgencias o cursos de agua que puedan alimentarlas. Presencia de especies protegidas que las requieran (e. g. cigüeña negra).	(González <i>et al.</i> , 2005; San Miguel, 2005a; Guil <i>et al.</i> , 2007; García-Vázquez y Tapias, 2012)
Creación de caballones de separación poblados con especies herbáceas o leñosas "beetle banks" como elementos separadores dentro de la finca o en los linderos	Aumento de la diversidad del biotopo a pequeña escala, que proporciona refugio, áreas aptas para la cría y alimentación para especies de caza menor (conejo, perdiz, liebre, paloma, zorzal...) y otra fauna silvestre (artrópodos, reptiles, aves, micromamíferos).	Paisajes homogéneos de escasa rugosidad, ausencia de márgenes o muretes de piedra en seco, especial interés en terrenos con interés cinegético o presencia de especies predatoras protegidas.	(San Miguel, 2005b; Guil <i>et al.</i> , 2007; García-Vázquez y Tapias, 2012)
Instalación de madera muerta en pie (postes) con cavidades artificiales	Aumento de la presencia y diversidad de especies ocupantes de cavidades. secundariamente, constituyen atalayas para rapaces diurnas y nocturnas.	Paisajes con gran escasez de madera muerta en pie y cavidades, en especial formaciones extensas en fase juvenil o muy simplificadas.	(Camprodon, 2007)

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Andrews, J.; Rebane, M. 1994. *Farming & Wildlife. A practical management handbook*. RSPB, Bedford, UK. 358 p.
- Baucells, J.; Camprodon, J.; Cerdeira, J.; Vila, P. 2004. *Guía de las cajas nido y comederos para aves y otros vertebrados*. Linx edicions, Barcelona. 272 p.
- Brotons, L. 2007. "Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico". En: Camprodon, J.; Plana, E. (eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. 2a edición revisada y ampliada*. Publicacions i edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, p. 137-155.
- Camprodon, J. 2007. "Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada". En: Camprodon, J.; Plana, E. (eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. 2a edición revisada y ampliada*. Publicacions i edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, p. 173-227.
- Camprodon, J.; Ordeix, M.; Guixé, D.; Jiménez, L.; Llach, F.; Sellarès, N. 2012a. "Actuaciones de restauración ecológica en bosques de ribera del río Ter (Cataluña)". En: Camprodon, J.; Ferreira, M. T.; Ordeix, M. (eds.). *Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas*. CTFC & ISA Press. Solsona, p. 249-264.
- Camprodon, J.; Vericat, P.; Piqué, M.; Casas-Mulet, R.; Batalla, R. J. 2012b. "Gestión forestal en zonas de ribera". En: Camprodon, J.; Ferreira, M. T.; Ordeix, M. (eds.). *Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas*. CTFC & ISA Press. Solsona, p. 103-136.
- Flaquer, C.; Torre, I.; Arrizabalaga, A. 2007. "Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales". En: Camprodon, J.; Plana, E. (eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada. 2ª edición*. Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, p. 469-488.
- García-Vázquez, F. J.; Tapias, R. 2012. "Medidas para la conservación y el fomento de la diversidad biológica". En: Alejano, R.; Domingo, J. M.; Fernández, M. (eds.). *Manual para la gestión sostenible de las dehesas andaluzas*. Foro para la defensa y conservación de la dehesa "Encinal" y Universidad de Huelva. Huelva, p. 339-346.
- González, L. M.; Oria, J.; Sánchez, R.; Moreno-Opo, R. 2005. "Medidas positivas de gestión de las especies amenazadas". En: González, L. M.; San Miguel, A. (eds.). *Manual de Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General de la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 223-251.
- Guil, F.; Moreno-Opo, R.; Berenice, E.; Martínez-Jaúregui, M.; San Miguel, A. 2007. *Catálogo de buenas prácticas para la gestión del hábitat en Red Natura 2000: bosque y matorral mediterráneos. Una propuesta de actuaciones financiadas en Red Natura 2000*. Fundación CBD-Hábitat, Madrid. 271 p.
- Hall, L. S.; Krausman, P. R.; Morrison, M. L. 1997. "The habitat concept and a plea for standard terminology". *Wildlife Society Bulletin*, 25: 171-182.
- Jiménez, F. J.; Gordo, F. J.; González, A. 2006. *Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León, Valladolid. 80 p.
- Lebreton, P.; Choisy, J. P. 1991. "Avifaune et altérations forestières. III. Incidences avifaunistiques des aménagements forestiers: substitutions *Quercus/Pinus* en milieu subméditerranéen". *Bull. Ecol.*, 22 (1): 213-220.
- Moreno-Opo, R.; Guil, F. 2007. *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 404 p.
- San Miguel, A. 2005a. "El agua". En: González, L. M.; San Miguel, A. (eds.). *Manual de Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General de la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 125-131.
- San Miguel, A. 2005b. "La caza menor". En: González, L. M.; San Miguel, A. (eds.). *Manual de Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General de la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 209-221.
- San Miguel, A. 2006. *Manual de gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.)*. Fundación CBD-Hábitat, Madrid. 263 p.

Saura, S. 2011. "Conservación y fomento de la biodiversidad en la ordenación de Montes". En: Martínez, S. (ed.). *Manual para la redacción de instrumentos de gestión forestal sostenible en Castilla-La Mancha*. Dirección de Política Forestal. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo, p. 113-157.

SEO/BirdLife. 2003. *Gestión del hábitat del águila imperial*. SEO/BirdLife, Madrid.

Silvestre, F. 2005. "Repoblaciones con conejos". En: González, L. M.; San Miguel, A. (eds.). *Manual de Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General de la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 253-278.

WWF/Adena. 2001. *Gestión de fincas linceras*. WWF/Adena, Madrid. 20 p.



EJEMPLOS APLICADOS



Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)

José Alfredo Bravo Fernández, Rafael Serrada Hierro

Localización: Comarca de La Alcarria Baja, provincia de Guadalajara, término municipal de El Recuenco. UTM (Datum WGS84) 30T X: 556134 Y: 4500560.

Objetivos de la actuación:

Analizar la influencia de primeros y segundos resalveos de distinto peso en relación con los siguientes aspectos: brotación inducida, crecimiento de los resalvos, cambios en la producción de bellota y en la aparición de regeneración sexual, generación de masas mixtas, cambios en la vegetación, rotaciones más adecuadas entre claras.

Como objetivo general, se trata de aumentar el conocimiento sobre la aplicación de resalveos de conversión en montes bajos, con objeto de mejorar su eficacia para conseguir, antes y a menor coste, sus fines: dinamizar las masas, aumentar su resiliencia, favorecer su uso múltiple, disminuir su combustibilidad, etc.

Características de la zona de actuación

Rodal situado a 1.240 m de altitud y pluviometría media anual de 918,3 mm. Temperatura media anual: 9,4 °C, media de las máximas: 14,9 °C y media de las mínimas: 3,8 °C. Clima nemoromediterráneo genuino -VI (IV)2 (Allué, 1990). El rodal es llano (pendiente media: 0-3%) y presenta orientación S-SE. Sustrato calizo. Tipo de suelo: Calcisol háplico (FAO, 1990), perfil: A-Bw-Bw/Ck-Ck. Las características edáficas medias son: textura franca, deficientemente húmifero, libre de influencia salina, pH medido en agua: 7,7 (superficial) y 8,2 (medio ponderado por espesor de horizontes), fuertemente básico, exceso de calcio soluble, poco descarbonatado, muy deficiente en N y P, bien provisto en K. Pedregosidad superficial: 5-25 % y drenaje superficial normal.

La especie principal es *Quercus ilex* L. subsp. *ballota*. Aparecen pies dispersos de *Pinus nigra* Arn. Se trata de un monte bajo con resalvos que en 1995 presentaba una edad de 30 años.

La masa tiene su origen en la ejecución de cortas de matarrasa en el pasado para la obtención de leña. En 1995 se instalaron parcelas permanentes sobre las que se ensayaron resalveos de distinto peso. Transcurridos 30 años desde la última corta, la masa presentaba una considerable densidad que daba lugar a una espesura trabada, aparente estancamiento del crecimiento diametral y longitudinal, fructificación muy escasa, aparente ausencia de regeneración sexual y una estructura muy peligrosa en relación con su combustibilidad (Fotografía 1). En 2011 se han realizado nuevos resalveos de pesos variables sobre las mismas parcelas.



Fotografía 1. Tallar envejecido de encina. Se corresponde con una de las parcelas que nunca ha sido resalveada.

Descripción de la actuación realizada

Instalación y mantenimiento de parcelas experimentales, sobre las que se han ensayado dos resalveos de conversión de pesos variables. Parcelas cuadradas, de 10 m de lado. Fechas de ejecución de los resalveos: 1995 y 2011.

Las claras son selectivas y por lo bajo. Se cortan los chirpiales de menor diámetro y copa, dominados, torcidos, mal conformados, etc. A igualdad de características anteriores se tiende a cortar en el interior de las cepas (si éstas se pueden identificar) para favorecer la traslación de las mismas.

En el primer resalveo (1995) los pesos varían entre el 15% y el 70% de área basimétrica inicial extraída (lo que supone extracciones de entre el 40% y el 85% de la densidad inicial). También se mantienen parcelas control, y se corta a matarrasa en algunas parcelas. En el segundo resalveo (2011) se establecen 3 tratamientos: control, peso débil (extracción del 35% del área basimétrica inicial), peso fuerte (extracción del 65% del área basimétrica inicial).

Se intenta no cortar nunca todos los pies de una misma cepa en estos dos primeros resalveos. Se acota al pastoreo tras el primer resalveo. No se considera necesario tras el segundo por la ausencia de ganado doméstico en la zona (Nota: en la práctica ordinaria del resalveo se favorecería el pastoreo para controlar el rebrote siguiente, pero en este caso se quiere estimar la cantidad de dicho rebrote).

Simultáneamente se realiza una poda sobre los resalvos, eliminando las ramas vivas y muertas hasta aproximadamente la mitad de su altura total. No se desbroza.

La leña gruesa gruesa y fina se extrae para su aprovechamiento. La chasca es eliminada mediante quema en montones lo suficientemente alejados de las parcelas de ensayo como para no afectar a las mismas.

En el primer resalveo (1995) no se procedió al señalamiento previo, dándose en cada zona una indicación a los motoserristas sobre cuál debía ser el peso en forma de norma selvícola: cortar dos de cada tres pies, o dos de cada cinco, etc., eliminando los dominados, más pequeños, etc.

En el segundo resalveo (2011) se señalaron previamente a su apeo los pies que había que eliminar, alcanzándose de este modo en cada parcela los pesos deseados con bastante exactitud (Fotografía 2).

En la Figura 1 y Tabla 1 se presenta, como ejemplo, la descripción de una de las parcelas antes y después de cada uno de los dos resalveos.

La situación inicial media en 1994, antes de realizar el primer resalveo, se presenta en la Tabla 2.

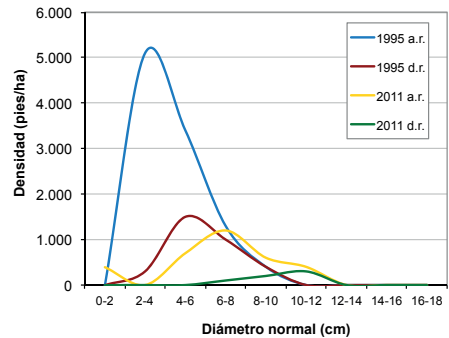


Figura 1. Distribución diamétrica antes y después de los dos resalveos. Peso del primer resalveo (año 1995): 46,4% de área basimétrica extraída. Peso del segundo resalveo (año 2011): 67,0% de área basimétrica extraída. a.r.: antes de resalveo; d.r.: después de resalveo.

Tabla 1. Densidad y área basimétrica. a.r.: antes de resalveo; d.r.: después de resalveo.

	1995 a.r.	1995 d.r.	2011 a.r.	2011 d.r.
Total N (pies/ha)	10.200	3.200	3.300	600
G (m²/ha)	17,8	9,6	13,6	4,5



Fotografía 2. Señalamiento correspondiente al segundo resalveo (en este caso, de peso muy elevado). Los pies marcados con un anillo de pintura blanca deben ser apeados. Se puede intuir el primer resalveo en la densidad (muy inferior a la de la Fotografía 1), en la ausencia de chirpiales excesivamente dominados o pequeños, en la distribución espacial más o menos regular de los resalvos, y en la presencia de golpes de brotación en el suelo.

Tabla 2. Índices de espesura medios antes del primer resalveo (año 1995).

	N	G	Dg	Cep	H ₀	Dn (H ₀)	a (N)	IH (N)	a (Cep)	IH (Cep)	N/Cep	LAI
Med	6.471,7	16,4	5,7	4.571,7	5,5	11,2	1,45	27,5	1,95	38,1	1,7	1,58
D.t.	2.381,8	6,5	0,8	1.924,4	0,8	1,8	0,49	13,5	1,5	38,7	1,4	0,22
C.V.	36,8	39,5	13,4	42,1	15,1	15,7	33,85	49	77,1	101,5	80,1	14,1

Med: media aritmética; D. t.: desviación típica; C.V.: coeficiente de variación (%); N: densidad inicial de pies (pies/ha); G: área basimétrica inicial (m²/ha); Dg: diámetro medio cuadrático inicial (cm); Cep: densidad inicial de cepas (cepas/ha); H₀: altura dominante (m); Dn(H₀): diámetro dominante, sobre el que se mide H₀ (cm); a(N): espaciamiento medio correspondiente a N (m); IH (N): índice de Hart correspondiente a N (%); a (Cep): espaciamiento medio correspondiente a Cep (m); IH(Cep): índice de Hart correspondiente a Cep (%); N/Cep: número de pies por cepa; LAI: Índice de área foliar (m²/m²).

Resultados y valoración de la actuación

Lógicamente la evolución de la masa ha dependido, y dependerá, de los pesos aplicados. En cualquier caso, y de modo general y poco matizado en el sentido apuntado, 15 años después del primer resalveo se observan los siguientes resultados. Ha aumentado el crecimiento diametral de fustes y copas de los resalvos, y en menor medida de sus alturas. Tras los resalveos siempre se produce la emisión de rebrote, cuya cantidad depende del peso aplicado (Tabla 3); los pesos de clara más elevados han provocado la emisión de abundante rebrote en suelo (renuevos y retoños) y fustes y ramas gruesas de los resalvos (brotes epicórmicos); este rebrote se puede considerar negativo desde diversos puntos de vista: compite con los resalvos, genera un modelo de combustible más peligroso, dificulta el aprovechamiento pastoral, etc. (Fotografía 3). A falta de confirmación analítica, el resalveo parece haber aumentado la producción de bellota, si bien sigue sin apreciarse la presencia de brinzales.

El segundo resalveo (año 2011) es previsible que provoque resultados similares, si bien será

muy interesante analizar a medio plazo dichos resultados, en función tanto del peso de dicho segundo resalveo como del tratamiento aplicado en cada caso en el primer resalveo.

%G _{extr}	R ₁	R ₂	R ₃
20	47,0	94,2 (200,4)	75,9 (161,5)
35	78,8	158 (200,5)	182,2 (231,2)
50	132,2	265,1 (200,5)	437,9 (331,2)
60	186,6	374,2 (200,5)	785,5 (421,0)
100	741,0	1.486,2 (200,6)	8.135,3 (1.097,9)

Tabla 3. Cantidad de rebrote producida tras el primer resalveo. %AB_{extraído}: peso de clara expresado como porcentaje del área basimétrica inicial extraída. R1: producción de brotes de suelo, en kg de materia seca/ha, tras el primer periodo vegetativo posterior a las claras. R2: como R1, pero tras dos periodos vegetativos. R3: como R1, pero tras tres periodos vegetativos. Para R2 y R3 se presenta también, entre paréntesis, el porcentaje que la cantidad de rebrote de ese año supone en relación con la del primer año (R1) para el peso de clara considerado.



Fotografía 3. Situación 9 años después de realizar un resalveo de peso elevado. Se ha generado un rebrote de suelo intenso y continuo; si bien la sombra de los resalvos ha limitado en parte su desarrollo, su presencia no es deseable dados los objetivos de la actuación.



Fotografía 4. Incorporación de abundante regeneración de *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* como consecuencia de la apertura de copas provocada con el resalveo.

Dificultades encontradas

La ausencia de señalamiento previo hace muy difícil conseguir ajustar el peso del resalveo al valor inicialmente previsto. Los resultados obtenidos demostraron que esta forma de proceder no siempre resulta adecuada cuando se trata de un ensayo porque con frecuencia los pesos reales no coinciden con los previstos, aunque estas desviaciones no tendrían especial relevancia en un trabajo extensivo de gestión.

Por lo tanto, los elevados costes que dicho señalamiento suponen, así como el hecho de que este tratamiento a menudo ni siquiera se acerca a ser autofinanciable con los actuales precios de las leñas, nos hacen proponer, para esta especie, que los resalveos en grandes superficies se realicen sin dicho señalamiento previo. Resultará, en todo caso, imprescindible

que se den unas indicaciones muy claras al personal encargado de las cortas en cuanto a cuántos pies (en porcentaje de densidad inicial, referidos a los grupos de pies que se vayan encontrando) y qué tipo de pies deben ir apeando; así mismo será necesaria una frecuente supervisión de los trabajos.

Para no aumentar aún más los costes, es frecuente que los restos de las cortas se eliminen mediante quema. En ese caso se debe tener cuidado en minimizar los daños provocados por las mismas sobre las copas de los resalvos circundantes, además de mencionar los evidentes riesgos de incendio que tal actividad puede provocar si se hace en épocas inapropiadas, así como los problemas en suelos básicos.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

La evolución de las masas tras la aplicación de los segundos resalveos se prevé muy relacionada con la combinación entre el peso de estos segundos resalveos y el aplicado hace 15 años.

Dentro de un amplio margen de valores no extremos, esperamos que la dinámica de la masa sea aproximadamente la ya observada en esta primera rotación, aunque evidentemente cada vez más cerca de la situación buscada: un fustal sobre cepas constituido por menos pies más grandes, estructuralmente muy similar a lo que podría ser un monte alto, y situación de partida hacia la conversión real. Con pesos muy débiles en ambos resalveos lo esperable es que la reacción sea poco o nada apreciable, lo que desaconseja su ejecución por la ineficacia de la inversión y la pérdida de tiempo. Pesos muy fuertes en uno o, con más motivo, los dos

resalveos, generarán un rebrote muy intenso (Fotografía 3) y, quizás, daños en parte de los resalvos al quedar aislados con una morfología aún no apropiada; en principio también se desaconseja su aplicación, puesto que la única forma de controlar el rebrote es el empleo de elevadas cargas de ganado en las épocas adecuadas, lo que no siempre será posible.

La reducción de competencia y la apertura de copas ha facilitado la instalación de abundante regeneración de *Pinus nigra* (Fotografía 4), de modo que correctamente gestionado en este sentido es posible dirigir la situación hacia una masa mixta.

Es razonable pensar que las sucesivas rotaciones podrán ser cada vez mayores, al ir reduciéndose la magnitud de la respuesta de los resalvos con su edad; sin embargo, no parece esperable que entre la primera y la segunda rotación se manifiesten dichas diferencias.

Estimación de rendimientos

12 jornales/ha para apeo, desrame y eliminación de restos.

Bibliografía relacionada:

Bravo, J. A. 2003. Resalveos de conversión en montes bajos de la región central de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I. Montes. Madrid.

Bravo, J. A.; Roig, S.; Serrada, R. 2007. Regeneración sexual en tallares envejecidos y resalveados de encina y quejigo: implicaciones para el uso silvopastoral. Actas de la XLVI Reunión Científica de la S.E.E.P. Vitoria-Gasteiz, 4 a 8 de junio de 2007 (527-534).

Bravo, J. A.; Roig, S.; Serrada, R. 2008. Selvicultura en montes bajos y medios de encina (*Quercus ilex* L.), rebollo (*Q. pyrenaica* Willd.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas. En: Serrada, R.; Montero, M. y Reque, J. (Eds.): Compendio de Selvicultura Aplicada en España. 2008. INIA y FUCOVASA. Madrid. pág. 657 a 745.

Bravo, J. A.; Barrero, D.; Martínez, G.; Serrada, R.; Roig, S. 2011. Biomasa ramoneable procedente de resalveos sobre tallares envejecidos de encina. Actas de la 50 Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (567-572). S.E.E.P. Toledo, 9 a 12 de mayo de 2011.

Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de quejigo (*Quercus faginea*)

José Alfredo Bravo Fernández, Rafael Serrada Hierro

Localización: En el límite entre las comarcas de La Alcarria Baja y La Alcarria Alta, a orillas del río Tajuña, T. M. de Barriopedro (Guadalajara). UTM (Datum WGS84) 30T X: 520571 Y: 4517604.

Objetivos de la actuación:

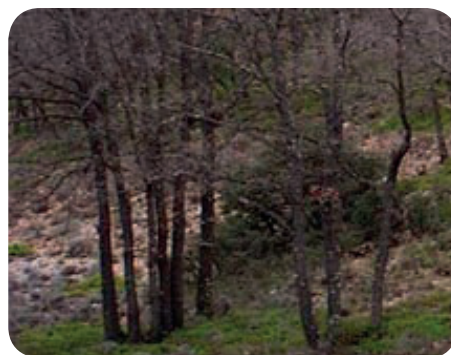
Similares a los descritos en el ejemplo "Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)"

Características de la zona de actuación

Rodal de titularidad pública situado a 1.020 m de altitud, clima nemoromediterráneo genuino -VI (IV)1 (Allué, 1990). Pendiente media 0-10% y orientación: N-NO. Substrato calizo, tipo de suelo: Calcisol lúvico (FAO, 1990). Perfil: A-Btsk/C-R. Las características edáficas medias ponderadas por la potencia de los horizontes indican que se trata de un suelo de textura franca algo arcillosa, moderadamente humífero, libre de influencia salina, moderadamente básico, exceso de calcio soluble, poco descarbonatado, normal en N, muy deficiente en P, bien provisto en K, pedregosidad superficial 25-50% y drenaje superficial normal.

La especie principal es *Quercus faginea* Lamk. Se trata de un monte bajo regular. Edad media de la parte aérea en el momento de realizar los resalveos: 41 años (primer resalveo) y 56 años (segundo resalveo). La masa tiene su origen en la ejecución de cortas de matarrasa en el pasado para la obtención de leña. En 1995 se instalaron parcelas permanentes sobre las que se ensayaron resalveos de distinto peso; transcurridos 41 años desde la última matarrasa, la masa presentaba una considerable densidad que daba lugar a una espesura trabada, aparente estancamiento del crecimiento diametral y longitudinal, puntisecado generalizado, fructificación muy

escasa, aparente ausencia de regeneración sexual y una estructura muy peligrosa en relación con su combustibilidad. Dado que el quejigo sólo brota de cepa, cuando el número de cepas por hectárea no era muy elevado la espesura media por unidad de superficie podía no ser demasiado grande, pero la competencia y los problemas descritos anteriormente sí se manifestaban en el interior de las cepas (Fotografía 1). En 2011 se han realizado nuevos resalveos de pesos variables sobre las mismas parcelas.



Fotografía 1. Tallar envejecido de quejigo. La espesura se manifiesta en el interior de las cepas haciendo necesaria alguna actuación aunque la densidad de cepas por hectárea no sea elevada.

Descripción de la actuación realizada

Similar procedimiento al descrito en el ejemplo "Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)" En este caso, en el primer resalveo (1995) los pesos varían entre el 12% y el 75% del área basimétrica inicial extraída (lo que supone extracciones de entre el 15% y el 85% de la densidad inicial). También se mantienen parcelas control.

En el segundo resalveo (2011) se establecen 3 tratamientos: control, peso débil (extracción del 20% del área basimétrica inicial), peso fuerte (extracción del 50% del área basimétrica inicial).

La situación inicial media en 1994, antes de realizar el primer resalveo, se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Índices de espesura medios antes del primer resalveo (año 1995).

	N	G	Dg	Cep	H ₀	Dn (H ₀)
Med	2.275,0	9,1	7,2	1.637,5	5,9	10,9
D.t.	788,1	3,4	1	576,0	1,2	1,8

Med: media aritmética; **D. t.:** desviación típica; **N:** densidad inicial de pies (pies/ha); **G:** área basimétrica inicial (m²/ha); **Dg:** diámetro medio cuadrático inicial (cm); **Cep:** densidad inicial de cepas (cepas/ha); **H₀:** altura dominante (m); **Dn(H₀):** diámetro dominante, sobre el que se mide H₀ (cm).

En la Figura 1 y Tabla 2 se presenta, como ejemplo, la descripción de una de las parcelas antes y después de cada uno de los dos resalveos. En ella se aprecia claramente la incorporación de abundantes brotes, surgidos como consecuencia del primer resalveo.

Tabla 2. Densidad y área basimétrica. a.r.: antes de resalveo; d.r.: después de resalveo.

	1995 a.r.	1995 d.r.	2011 a.r.	2011 d.r.
Total N (pies/ha)	2.700	1.200	3.900	1.200
G (m²/ha)	14,7	9	15,8	7,9

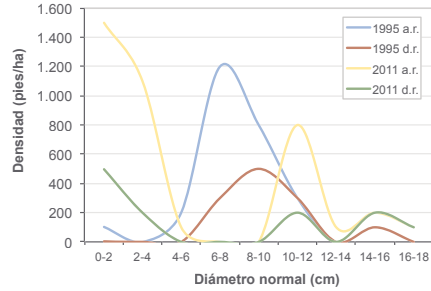


Figura 1. Distribución diamétrica antes y después de los dos resalveos. Peso del primer resalveo (año 1995): 39,2% de área basimétrica extraída. Peso del segundo resalveo (año 2011): 50,1% de área basimétrica extraída. a.r.: antes de resalveo; d.r.: después de resalveo.

Resultados y valoración de la actuación

Los resultados obtenidos coinciden con los señalados en el ejemplo "Resalveos de conversión en montes bajos envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)". La emisión de rebrote depende del peso aplicado (Figura 2). En este caso, además, el aumento del crecimiento en altura ha resultado muy patente en muchos resalvos que estaban puntisecos antes del resalveo, se supone que por el exceso de competencia.

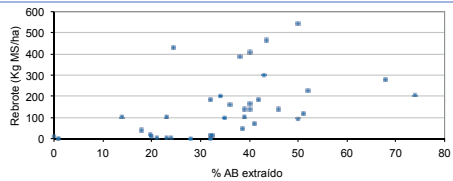


Figura 2. Cantidad de rebrote de suelo (retoños) producida dos años después del primer resalveo. %AB_{extraído}: peso de clara expresado como porcentaje del área basimétrica inicial extraída.

Dificultades encontradas

Coinciden con las expuestas en el ejemplo "Resalveos de conversión en montes bajos

envejecidos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)".

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Dentro de un amplio margen de valores no extremos, esperamos que la dinámica de la masa sea la ya observada en esta primera rotación, aunque evidentemente cada vez más cerca de la situación buscada: un fustal sobre cepas estructuralmente muy similar a lo que podría ser un monte alto, y situación de partida hacia la conversión real.

Con pesos muy débiles en ambos resalveos lo esperable es que la reacción sea poco o nada apreciable, lo que desaconseja su ejecución por la ineficacia de la inversión y la pérdida de tiempo. Pesos muy fuertes en uno o, con más motivo, los dos resalveos, generarán

un rebrote muy intenso y, quizás, daños en parte de los resalvos al quedar aislados con una morfología aún no apropiada; en principio también se desaconseja su aplicación, puesto que la única forma de controlar el rebrote es el empleo de elevadas cargas de ganado en las épocas adecuadas, lo que no siempre será posible; e incluso debe ser evitado en las zonas de mayor pendiente ante el riesgo de erosión.

Es razonable pensar que las sucesivas rotaciones podrán ser cada vez mayores, al ir reduciéndose la magnitud de la respuesta de los resalvos con su edad.

Estimación de rendimientos

12 jornales/ha para apeo, desrame y eliminación de restos.

Bibliografía relacionada:

- Bravo, J. A. 2003. Resalveos de conversión en montes bajos de la región central de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I. Montes. Madrid.
- Bravo, J. A.; Roig, S.; Serrada, R. 2007. Regeneración sexual en talleres envejecidos y resalveados de encina y quejigo: implicaciones para el uso silvopastoral. Actas de la XLVI Reunión Científica de la S.E.E.P. Vitoria-Gasteiz, 4 a 8 de junio de 2007 (527-534).
- Bravo, J. A.; Roig, S.; Serrada, R. 2008. Selvicultura en montes bajos y medios de encina (*Quercus ilex* L.), rebollo (*Q. pyrenaica* Willd.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas. En: Serrada, R.; Montero, M. y Reque, J. (Eds.): Compendio de Selvicultura Aplicada en España. 2008. INIA y FUCOVASA. Madrid. pág. 657 a 745.

Resalvos en montes bajos jóvenes de quejigo (*Quercus faginea*) con objetivo de conversión a monte alto adhesado

Ricardo Ruiz-Peinado Gertrudix, María de la O Sánchez González, Ángel Bachiller Bachiller, Andrés Bravo Oviedo, Gregorio Montero González

Localización: Provincia de Guadalajara, comarca de La Alcarria, municipio de Barriopedro. Monte "Dehesa del Corralejo" (MUP nº 40 del CUP). UTM (Datum WGS84) X: 518990 Y: 4517200

Objetivos de la actuación:

Conocer y cuantificar la respuesta de la masa a diferentes intensidades de primeras claras en términos de crecimiento en diámetro y altura, expansión de la copa, rebrote a lo largo del fuste y producción de bellota; Además, se pretende conocer los posibles efectos sobre la producción de pasto herbáceo y leñoso así como sobre la estructura generada y su durabilidad.

Características de la zona de actuación

Monte situado a 850 m de altitud, de exposición NW y con una pendiente media del 20%. La pluviometría media anual es de 570 mm y la temperatura media de 12,3 °C. Piso mesomediterráneo; la vegetación de la zona pertenece al dominio *Cephalanthero longifoliae-Quercetum fagineae* (Rivas Martínez, 1987).

El suelo es una rendzina degradada sobre una litofacies caliza, presentando textura arcilloso-limosa, con una elevada capacidad de retención

Descripción de la actuación realizada

La experiencia se instaló en el año 1979 por el INIA-CIFOR, en una masa de monte bajo de 23 años de edad. En ella se replantearon 21 parcelas de experimentación de 800 m² (40 x 20 m).

En la masa de quejigo se aplicaron 4 tratamientos en función de la intensidad de clara: (i) *Testigo o control*, donde no se realizó ninguna intervención en el vuelo (aproximadamente 3.260 brotes/ha, con una densidad media de 1.516 cepas/ha); (ii) *Clara débil*, donde se aclaró la masa dejando un resalvo por cepa (aproximadamente 1.780 resalvos/ha); (iii) *Clara moderada*, donde se aclaró la masa hasta dejar aproximadamente 1.025 resalvos/ha, a una distancia media de 3,1 m; (iv) *Clara fuerte*, en la cual se resalvo la masa hasta dejar aproximadamente 760 resalvos/ha, con una separación media de 3,6 m.

Las claras se efectuaron por lo bajo, eliminándose los pies peor conformados, dominados, enfermos o puntisecos. En las cepas, se eliminaban todos los brotes a excepción del más vigoroso que se dejaba como resalvo. Además, se procuró

de agua y aireación mala (San Miguel *et al.*, 1984).

El estrato arbóreo está constituido por *Quercus faginea* Lam. subsp. *faginea*, aunque aparecen en las zonas de solana y más secas *Quercus ilex* L. subsp. *ballota*. La masa tiene su origen en cortas de matarrasa para la obtención de leñas. El estrato arbustivo está formado por *Juniperus communis* principalmente y *Crataegus monogyna* y *Rosa canina* en una pequeña proporción.

que los pies quedasen equidistantes en su distribución superficial. El rebrote posterior fue eliminado artificialmente durante los tres primeros años.

Hasta la fecha se han realizado 7 inventarios en los años 1980, 1985, 1992, 1997, 2002, 2007 y 2012.



Foto 1. Parcela con clara moderada (1.050 brotes/ha). Pastoreo con ovejas para control del rebrote. Verano de 1980.

Resultados y valoración de la actuación

La evolución de los principales parámetros selvícolas en la respuesta a los distintos pesos de clara se muestra en la Tabla 1, mientras la Figura 1 muestra los incrementos relativos del diámetro y la altura respecto al testigo. La evolución temporal del incremento relativo

en diámetro y altura muestra que, tras una temprana y relativamente vigorosa respuesta a la clara en las intensidades moderada y fuerte, éste se estanca a partir de los 12-17 años de la intervención (~40 años de edad de la masa).

El crecimiento en altura está muy ralentizado

como consecuencia del puntisecado recurrente en todos los tratamientos. El mayor crecimiento relativo en altura se observa en la clara moderada. En la clara fuerte, la profusión de brotes epicórmicos en los fustes y el fuerte rebrote de cepa inducido puede ser la causa de una menor disponibilidad hídrica para los resalvos, lo que ha frenado su crecimiento y la

expansión de la copa, respecto a las claras más débiles. Sin embargo, la producción de bellota aumentó con la intensidad de la clara durante los primeros años, debido a la puesta en luz de las copas y la fuerte disminución temporal de la competencia, efecto que desapareció paulatinamente a los 5-6 años de la intervención.

Tabla 1. Evolución de los principales parámetros selvícolas desde el inicio de la experiencia.

Edad (años)	Testigo				Clara débil				Clara moderada				Clara fuerte			
	Cepas	dg	G	Hg	N	dg	G	Hg	N	dg	G	Hg	N	dg	G	Hg
23	1.516	6,9	5,7	5	1.785	6,6	6	4,9	1.035	7,4	4,4	5,4	758	7	2,9	5,3
28	1.516	7,4	6,6	5	1.785	7,4	7,5	5	1.035	8,4	5,8	5,5	758	8,2	4	5,4
35	1.497	8,2	8	5,2	1.770	8,6	10,1	5,2	1.017	10,1	8,2	5,8	758	10,4	6,4	5,7
40	1.484	8,7	8,8	5,3	1.760	9,1	11,2	5,5	1.017	10,7	9,3	6,1	758	11,2	7,5	6
45	1.475	9,3	10	5,6	1.745	9,9	13,4	5,7	1.013	11,8	11	6,4	756	12,3	8,9	6,2
50	1.413	9,4	10	5,6	1.683	10,3	13,9	5,8	1.010	11,9	11	6,4	756	12,5	9,3	6,2
55	1.381	10	11	5,8	1.673	10,9	15,7	6	1.002	12,7	13	6,6	752	13,5	11	6,4

Edad: edad media de la masa (años); Cepas: número de cepas/ha; N: número de brotes/ha; dg: diámetro medio cuadrático (cm); G: área basimétrica media (m^2/ha); Hg: altura media (m).

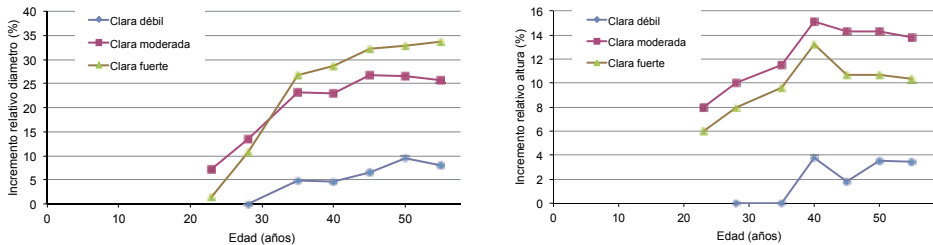


Figura 1. Incremento relativo en diámetro (izquierda) y en altura (derecha) en función de la edad de la masa y el tipo de clara.

Dificultades encontradas

El papel del ganado en tratamientos de conversión es fundamental para el control del importante rebrote de cepa y raíz que se produce tras las intervenciones, sobre todo en los tratamientos más fuertes. En estas experiencias, la falta de ganado y control sobre el mismo hizo que el rebrote tuviera que ser controlado de manera artificial durante los tres primeros años tras la

intervención. Además, el intenso rebrote, la no disponibilidad de ganado, junto con la baja calidad del sitio, no ha permitido la mejora de los pastos herbáceos y leñosos que se pretendía. Aunque la estructura generada presenta, de hecho, otras ventajas como la disminución del riesgo de incendios forestales y la diversificación del paisaje.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

La situación actual requiere de una segunda intervención para asegurar la consecución del monte adhesado, con un control regular del rebrote e invasión de matorral.

Bibliografía relacionada:

- Cañellas, I.; Montero, G.; Bachiller, A. 1996. Transformation of Quejigo oak (*Quercus faginea* Lam.) coppice into high forest by thinning. Ann. Istituto Sperimentale Selvicoltura 27: 143-147.
- Montero, G.; Montoto, J. L. 1985. Aumento de las posibilidades pastorales en montes bajos de quejigo (*Quercus faginea* Lam.). Anales INIA. Serie Forestal 9: 105-113.
- San Miguel, A. 1986. Ecología, tipología, valoración y alternativas silvopascícolas de los quejigares (*Quercus faginea* Lam.) de Guadalajara. Tesis Doctoral. E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid, 454 p.
- San Miguel, A.; Montero, G.; Montoto, J. L. 1984. Estudios ecológicos y silvopascícolas en un quejigal (*Quercus faginea* Lam.) de Guadalajara. Primeros resultados. Anales INIA. Serie Forestal 8: 153-166.
- Zulueta, J.; Montero, G. 1982. Posibilidades de mejora silvopascícola en montes bajos de quejigo (*Quercus faginea* Lam.). Efecto de los aclareos en la producción de bellota. Anales INIA. Serie Forestal 6: 75-87.

Resalveos en monte bajo adulto de roble pubescente (*Quercus pubescens* Willd.)

Pau Vericat Grau, Míriam Piqué Nicolau

Localización: Prepirineo de la provincia de Lleida, comarca del Pallars Jussà, monte Bon Repòs. UTM (Datum WGS84) 31T X: 338326 Y: 4655823

Objetivos de la actuación:

Mejora de la vitalidad, crecimiento de la masa y resistencia a fenómenos climáticos extremos (sequías fuertes), reducción de la vulnerabilidad al fuego y mejora de la producción de bellota (incremento del flujo genético, alimento para fauna).

Características de la zona de actuación

Rodal de 20 ha situado a 1.050 m de altitud, pluviometría media anual de 730 mm y temperatura media de 10,8 °C. Piso supramediterráneo, la vegetación de la zona pertenece al dominio *Buxo – Quercetum pubescentis*.

El rodal presenta una pendiente mínima del 18% y máxima del 31%. Roca madre formada por areniscas y calcáreas arenosas, suelos de textura franco-arenosa, de reacción moderadamente básica pero con notable lavado de bases. La erosión afecta puntualmente y con poca intensidad.

La masa procede de una corta a hecho realizada en el año 1965 para aprovechamiento de leñas y carbón. Actualmente está dominada por *Quercus pubescens* acompañada por *Quercus ilex* subsp. *ballota*. Aparecen puntualmente *Sorbus aria*, *Sorbus domestica*, *Acer opalus*, *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. El estrato arbustivo está dominado por *Amenlanchier ovalis*, *Erica scoparia*, *Buxus sempervirens*, *Juniperus communis*, *Crataegus monogyna*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Rosa* sp. y *Rubus* sp.

Antes de la actuación la masa presentaba una elevada densidad y signos de estancamiento, con copas comprimidas, escasamente desarrolladas, muy escasa fructificación, elevado número de pies dominados y alta cobertura de matorral remanente de la puesta en luz 40 años atrás, que conformaban una elevada continuidad vertical de combustible (Fotografía 1).



Fotografía 1. Aspecto previo a la actuación (invierno de 2007).

Descripción de la actuación realizada

Resalveo de conversión de peso moderado (extracción del 35-40% del área basimétrica inicial), poda baja (<2 m) de los pies remanentes, desbroce selectivo de matorral (dejando alrededor de un 20% de cobertura) y eliminación de restos por trituración (astillado mecanizado y troceado de restos a longitudes <0,8 m en zonas no accesibles a la maquinaria).

Se eliminan preferentemente los pies dominados, mal formados y puntisecos. En las zonas menos densas se actúa a nivel de cepa, dejando entre 1 y 3 pies por cepa. Se respetan pies aislados de *Sorbus* sp., *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Las leñas se

extraen y se dejan en trozas de 2,30 m cerca del camino más próximo accesible en camión. Los trabajos se realizaron durante el invierno de 2008-2009.

Previamente al tratamiento, se realiza un señalamiento de los pies a respetar mediante marcaje con spray de los mismos. El criterio de selección de los pies a dejar es la calidad del pie y espaciamiento, comprobando periódicamente el % de AB extraída mediante relascopio.

La Tabla 1 muestra los principales parámetros selvícolas descriptivos de la actuación, y la Fotografía 2 el aspecto posterior a la misma.

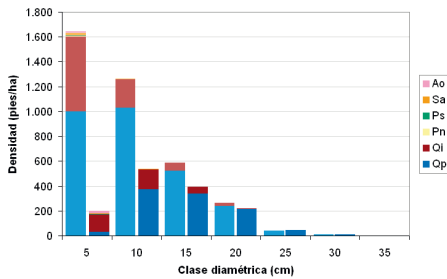


Figura 1. Distribución diamétrica antes y después del tratamiento. Ao: *Amelanchier ovalis*; Sa: *Sorbus aria*, Ps: *Pinus sylvestris*; Pn: *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*; Ql: *Quercus ilex*; Cp: *Quercus pubescens*.

Tabla 1: Resumen de la actuación.

	inicial	final	% extraído
N (pies/ha Dn $\geq 2,5$ cm)	3.820	1.375	60
Fcc (%)	>75	50-75	25
AB (m ² /ha)	34,2	21,2	38
VAE (m ³ /ha)	129	83	35
Dm (cm)	9,6	13,4	-
H ₀ (m)	11,6	11,6	-
Hm (m)	7,7	10,3	-

Resultados y valoración de la actuación

Incremento del diámetro y altura media del arbolado, mejorando la conformación general de la masa y su estabilidad. Creación de una discontinuidad vertical de combustible.

Mejora de parámetros de masa de interés para la fauna (estratificación, diámetros). La actuación supone un coste neto a pesar del volumen de leñas extraído en este tipo de actuaciones (unas 40 t/ha), debido fundamentalmente al tratamiento de los restos y el desbroce. Socialmente, la mejora del aspecto paisajístico y transitabilidad hace que este tipo de tratamientos sea fácilmente aceptado



Fotografía 2. Aspecto posterior a la actuación (verano de 2008).

Dificultades encontradas

Las dificultades se centraron en la correcta ejecución del tratamiento, debido a la inercia al aprovechamiento de leñas de las empresas de ejecución. El señalamiento, o en su defecto unas instrucciones muy claras y un control estricto de la ejecución, resulta imprescindible para evitar una corta excesiva o que se extraigan los pies de mayor diámetro o mejor conformados. De la misma manera la conservación de pies de interés para conferir diversidad (*Sorbus* sp., *Pinus* sp.) depende del señalamiento.



Fotografía 3. El marcaje de la actuación es garantía de una correcta ejecución. En este caso, el señalamiento es inverso (se marcan los pies a dejar). Se marcan pies de otras especies a respetar (en la imagen, *Sorbus aria*) (derecha).

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Se espera a corto y medio plazo una mejora en el estado vital, el crecimiento y la fructificación de los pies, ya que la apertura moderada del estrato de copas permitirá el desarrollo de éstas durante los próximos años. A la vez, el hecho de no abrir sensiblemente la cubierta debe evitar el desarrollo

del matorral y el rebrote inducido. Por otra parte, el incremento del diámetro de los árboles en pie permitirá que en el futuro se genere madera muerta de diámetro de mayor interés para fauna (Dn > 15 cm).

Estimación de la inversión

10 jornales/ha para apeo, desrame, desbroce selectivo y eliminación de restos.

Parte de la actuación y la saca de las leñas se financió con la venta de éstas.

Bibliografía relacionada:

Piqué, M.; Romà, J.; Vericat, P. 2007. Caracterización de las masas de robles submediterráneos (*Quercus humilis* e híbridos afines) como base para la definición de propuestas de gestión en el Prepirineo catalán. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For., (21): 67-74.

Resalveos para adeshamiento de un monte bajo regular de *Quercus pyrenaica*

Enrique Arrechea Veramendi

Localización: Monte de Utilidad Pública nº 240 "Rebollar", situado en el término municipal de Añón de Moncayo (Zaragoza) en las faldas de la Sierra del Moncayo. UTM (Datum ED50) 30T X: 603800 Y: 4625550.

Objetivos de la actuación:

Revitalización del monte bajo de rebollo para conseguir un sistema forestal más estable y persistente, al tiempo que se pretende favorecer la instalación de un pastizal en semi sombra que pueda aprovecharse por ganado lanar en época estival (el objetivo principal de este cuartel en la vigente ordenación es la producción de pasto). Como objetivos secundarios se pretende crear un área al pie de las masas forestales del municipio con un modelo de combustible de bajo riesgo y aumentar la presencia de árboles gruesos para favorecer la diversidad de nichos ecológicos. Además, el adeshamiento mejorará la producción de bellota y conferirá una mayor resistencia de la cubierta arbolada a sequías extremas.

Características de la zona de actuación

Cuartel de 130 ha situado entre 850 y 1.050 m de altitud, pluviometría media anual de unos 650 mm y temperatura media de 10,8 °C. Piso supramediterráneo, la vegetación de la zona pertenece a la Serie supramediterránea ibérico-soriana y ayllonense húmedo-hiperhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Festuco heterophyllae-Querceto pyrenaicae sigmetum*). Los suelos son pobres, formados sobre areniscas silíceas y cuarcitas.

La masa forestal actual es un monte bajo

procedente de diversas cortas a matarrasa realizadas para la obtención de leñas y carbón, presentando actualmente edades de entre 30 y 40 años. Se trata de una formación arbórea casi monoespecífica, homogeneizada por la gestión precedente. En el centro del cuartel se abrió un raso de 44 ha para implantar un pastizal artificial en los años 60 del siglo pasado y se construyó un aprisco en 1980. El cuartel se extiende al pie de la ladera entre la zona de cultivos de Añón y las laderas más forestales de la Sierra.

Descripción de la actuación realizada

En la 1ª revisión de la ordenación de 2008 se divide el cuartel en 6 cantones, el nº 1 raso (pastizal) y el resto con monte bajo de rebollo para el que se establece un resalveo de conversión a monte alto, buscando estructuras adeshadas aunque con un elevado grado de cubierta. La densidad inicial de pies antes del tratamiento era de 1.400 pies/ha de más de 5 cm. En la primera intervención se respetan unos 750 pies/ha seleccionados y señalados entre los más vigorosos, buscando un adecuado espaciamiento que permita el establecimiento del pasto.

Los trabajos consisten en el apeo, desrame, saca de fustes, acordonado de ramas y eliminación de las mismas mediante trituradora de martillos de eje horizontal. La producción de leñas fue de unas 20 t/ha que se dejaron apiladas a disposición de los vecinos. El tratamiento se complementa con la entrada del ganado (ovino y caprino) en la primera primavera tras la corta para que ramonee los rebrotes.



Fotografías 1 y 2. Ejecución de trabajos en febrero de 2009. Aspecto antes y después de la eliminación de residuos.

Resultados y valoración de la actuación

En los cantones intervenidos se observa un claro incremento del diámetro medio del arbolado resalveado, sin que se presenten pies muertos. La implantación del pasto depende en gran medida de la presencia constante del ganado, consiguiendo mejores resultados en las áreas más próximas al aprisco (con mayor presión).

En el periodo de sequía intensa vivido en el verano de 2012, las zonas adehesadas resistieron en mejores condiciones que las áreas no intervenidas colindantes no tratadas (Fotografía 3).



Fotografía 3: Efecto de la actuación ante el estrés hídrico. La sequía del verano de 2012 produce el marchitamiento del rebollar, resistiendo mejor la zona adehesada en 2009 (parte baja del monte) que las áreas que no han sido resalveadas.

Dificultades encontradas

Ninguna en cuanto a ejecución. El mantenimiento durante los primeros años de la estructura generada a raíz de la actuación se ve comprometido por la falta de ganado, ya que

se produce un rebrote de raíz si no se realiza el pastoreo, que luego debe eliminarse por medios mecánicos.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Hasta ahora el progreso de la masa es bueno, con resalvos vivos y con fuerte crecimiento diamétrico y un pasto bajo el dosel arbóreo que permanece verde un mes más que el pastizal desarbolado colindante. No se prevé una segunda intervención en los próximos años, aunque se plantea la

posibilidad de realizar una poda de formación de un cierto número de pies, con el objetivo de conformar copas más abiertas y globosas, más adecuadas al objetivo silvopastoral. En un plazo de unos 10-20 años será necesaria una segunda intervención para mantener una adecuada insolación del pasto.



Fotografías 4 y 5: Aspecto del cantón tratado en 2002, en marzo de 2006 (izda.) y en junio de 2012 (dcha.) antes de la entrada del ganado.

Estimación de rendimientos

18 jornales/ha para apeo, desrame y acordonado, 6 horas/ha de tractor para eliminación de ramas.

Bibliografía relacionada:

Arrechea, E.; Aso, F.; Cabrera, M. 2008. Proyecto de primera revisión de la Ordenación del grupo de montes de Añón. Servicio Provincial de Medio Ambiente de Zaragoza. Gobierno de Aragón.

Conversión de monte bajo regular a monte medio regular en masas de *Quercus pyrenaica* en el sistema ibérico

Enrique Arrechea Veramendi, Álvaro Hernández Jiménez

Localización: Monte de Utilidad Pública nº 240 "Rebollar", situado en el término municipal de Añón de Moncayo (Zaragoza) en las faldas de la Sierra del Moncayo. UTM (Datum ED50) 30T X: 602750 Y: 4626450.

Objetivos de la actuación:

Revitización del monte bajo de rebollo para conseguir un sistema forestal más estable y persistente y con mayor riqueza biológica, al tiempo que se pretende mantener e incluso aumentar la producción de leña de manera planificada en el tiempo y en el espacio, para su aprovechamiento vecinal por parte de los vecinos de Añón. El objetivo principal de este cuartel en la vigente ordenación es la producción de leña.

Características de la zona de actuación

Cuartel de 190 ha situado entre 900 y 1.150 m de altitud, pluviometría media anual de unos 650 mm y temperatura media de 10,8 °C. Piso supramediterráneo, la vegetación de la zona pertenece a la Serie supramediterránea ibérico-soriana y ayllonense húmedo-hiperhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Festuco heterophyllae-Querceto pyrenaicae sigmetum*). Los suelos son pobres, formados sobre areniscas silíceas y cuarcitas.

La masa forestal actual procede de diversas cortas a matarrasa realizadas en el pasado para la obtención de leñas y carbón. Actualmente la

masa presenta edades de entre 30 y 60 años. Se trata de una formación arbórea casi monoespecífica (con escasos pies sueltos de haya, mostajo, arce, fresno y acebo), homogeneizada por la gestión precedente. En las zonas de menor calidad (lomas) aparecen pies de rebollo de menor porte y una mayor presencia de matorral (*Erica vagans*, *E. cinerea*, *E. australis* ssp. *aragonensis*, *Calluna vulgaris*, *Genista hispanica* ssp. *occidentalis*, *G. micrantha* y *G. tinctoria*). Las zonas de suelos más profundos presentan una masa de mayor calidad, aunque en ningún caso hay árboles de gran porte.

Descripción de la actuación realizada

Se pretende conseguir una estructura de Monte Medio Regular con sarda, resalvos nuevos (~ 170 pies/ha) y resalvos modernos (~ 80 pies/ha). El cuartel está organizado mediante la división por cabida en tranzones para corta anual.

En los tranzones intervenidos (del 1 al 7) se ha aplicado un resalveo algo menos fuerte que el planificado, respetando unos 350 pies/ha seleccionados y señalados entre los más vigorosos de cada tranzón, buscando un adecuado espaciamiento que favorezca el crecimiento de la sarda. Se extraen alrededor de 2/3 de los pies de Dn $\geq 7,5$ cm, así como la práctica totalidad de los de menos de 7,5 cm. No se actúa sobre el matorral ni se realiza eliminación de ramas y restos. En todos los casos se respetan los escasos individuos de otras especies presentes en el monte (principalmente *Fagus*, *Sorbus* y *Fraxinus*).

La Tabla 1 muestra los parámetros selvícolas de la actuación para el tranzón 1, representativos del tratamiento aplicado.

En los 4 primeros tranzones, con mayor dificultad para el trabajo y la saca de las leñas, las cortas se realizaron por personal

contratado para las mismas, extrayendo la leña mediante caballerías para ponerla a disposición de los vecinos. Los tranzones 5, 6 y 7 han sido resalveados por los propios vecinos mediante la ejecución de "sestras" (suertes vecinales) dentro del tranzón en destino en el que los agentes forestales han señalado previamente los resalvos.

Tabla 1. Resumen de la actuación para el tranzón 1 (resalveado en el año 2001, que ha sido inventariado también en 2004 y 2011). (Nota: se contabilizan pies desde diámetro de 2,5 cm, por lo que aparece representada la sarda en el inventario de 2011).

	1997 (inicial)	2004 (final)	2011
N (pies/ha Dn $\geq 2,5$ cm)	2.038	361	3.820
Fcc (%)	88,7	37,8	50,7
AB (m ² /ha)	20,6	6,	9,9
Vcc (m ³ /ha)	62,2	36,8	63,1
Dg (cm)	12,2	15,4	19,1
H ₀ (m)	10,3	13,6	12,4
Hm (m)	7,0	8,5	10,3



Fotografías 1 y 2. Aspecto del tranzón 1 antes de la actuación (izquierda) y de los resalvos y sarda en el tranzón 1 dos períodos vegetativos después de la actuación (invierno de 2004) (derecha).

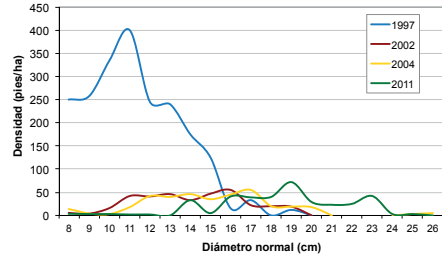


Figura 1. Distribución diamétrica antes y después del tratamiento y su evolución. Se observa en el gráfico el paso de un monte bajo regular con abundancia de pequeños pies a un monte medio con un estrato de resalva y otro que empieza a aparecer formado por la sarda.

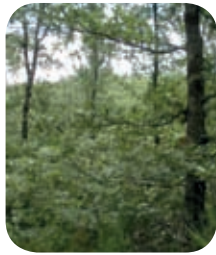
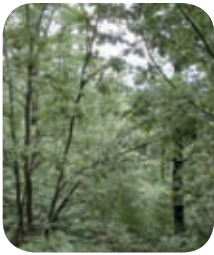
Resultados y valoración de la actuación

Se observa un claro incremento del diámetro medio del arbolado resalveado, sin que se presenten pies muertos al cabo de 11 años. Asimismo la sarda crece de forma vigorosa. También es reseñable la rápida recuperación del volumen en pie, que ya supera al existente antes del tratamiento.

La densidad de resalvos finalmente aplicada

(350 pies/ha) parece más conveniente que la inicialmente planificada (250 pies/ha).

Los costes son mínimos al reducirse a los jornales necesarios para señalar los resalvos. La ejecución de las cortas por parte de los vecinos que van a aprovechar el producto hace que se acepte socialmente de buen grado.



Fotografías 3 y 4. Resalvos y sarda en el tranzón 1 nueve períodos vegetativos después de la actuación (verano de 2011).



Fotografía 5. Efecto de la actuación ante el estrés hídrico. La sequía del verano de 2012 produce el marchitamiento del rebollar, resistiendo mejor la zona resalveada en enero de 2012, que ocupa el centro de la foto.

Dificultades encontradas

El señalamiento resulta imprescindible para evitar una corta excesiva o que se extraigan los pies de mayor diámetro o mejor conformados.

Por otra parte, son pocos los vecinos que recogen y eliminan (o, al menos, apilan) los

restos de ramas, por lo que quedan en el monte. Además, al distribuirse entre los vecinos el tranzón por sectores ("sestras"), el tratamiento no es homogéneo al quedar sestras sin cortar.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Hasta ahora el progreso de la masa es el esperado: resalvos vivos y con fuerte crecimiento diamétrico y sarda vigorosa, sin que se vean aún problemas de competencia entre estratos (resalvos y sarda). Es importante realizar nuevos inventarios para poder detectar si en algún momento esta competencia se manifiesta en la pérdida de vigor de alguno de los

dos estratos. En principio no se prevé una nueva actuación hasta el cierre del período de rotación del resalveo, establecido en 27 años en la ordenación vigente, en el que se realizará una nueva corta de sarda con selección de nuevos resalvos, así como la selección de los resalvos modernos entre los pies respetados en la primera corta.

Estimación de rendimientos

3 jornales/ha para señalamiento y 13,5 jornales/ha para apeo y desrame (dato tomado en los

tranzones ejecutados por cuadrillas de trabajos selvícolas del Parque Natural del Moncayo).

Bibliografía relacionada:

Arrechea, E.; Aso, F.; Cabrera, M. 2008. Proyecto de primera revisión de la Ordenación del grupo de montes de Añón. Servicio Provincial de Medio Ambiente de Zaragoza. Gobierno de Aragón.

Clara en *Quercus pyrenaica* con objetivo de mejora de la vitalidad y producción de madera de calidad a largo plazo

Froilán Sevilla Martínez

Localización: Cordillera Cantábrica oriental en el norte de la provincia de Burgos, comarca de Las Merindades, cerca de Espinosa de los Monteros, monte "Edilla" (MUP nº 381). UTM (Datum WGS84) 30T X: 457404 Y: 4768063.

Objetivos de la actuación:

Aumentar el espacio vegetativo disponible para los pies capaces de producir madera de calidad, para así mejorar su crecimiento y vitalidad. Estos pies se escogen sin importar su tamaño actual ni su especie (rebollo, roble o, excepcionalmente, cerezo). De forma secundaria, se persigue favorecer el desarrollo de la regeneración anticipada de *Quercus petraea*, que es abundante en ciertos bosquetes (distribución agrupada).

El objetivo es que a largo plazo exista madera recta y libre de nudos en la mayor longitud posible con destino a barricas y sobre todo a sierra estructural.

De cara a la adaptación al cambio global, esta selvicultura proporciona una mejora de la vitalidad, rejuvenecimiento de la masa, heterogeneidad estructural y diversidad de especies en el estrato arbóreo, integrando la componente económica de la gestión.

Características de la zona de actuación

Rodal de 14,5 ha situado a 720 m de altitud, casi llano, pluviometría media anual en torno a 1.000 mm y temperatura media de 10,3 °C. Zona de transición entre el clima atlántico y el mediterráneo, con ligera sequía estival y notable influencia continental.

Ubicado en la primera terraza aluvial del río Trueba. El sustrato es de aluvión, filtrante en superficie pero con acumulación de limos y arcillas en profundidad, de reacción moderadamente ácida. Debido a la escasa pendiente y a la densidad de la vegetación no se observa proceso erosivo alguno.

El rodal ha sido afectado por cortas para leñas, que en años recientes han sido de escasa intensidad. Está dominado por *Quercus pyrenaica*, con presencia de grandes pies y de regeneración anticipada de *Quercus petraea*, que probablemente no es la dominante debido a

cortas e incendios pasados, que beneficiaron la expansión de *Quercus pyrenaica* gracias a sus magníficas aptitudes para rebrotar. De forma mucho más puntual existe algún brinzal de *Prunus avium* como regeneración anticipada. En el estrato arbustivo aparecen *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Viburnum lantana*, *Cornus sanguinea*, *Rosa* sp., *Rubus* sp. y *Pteridium aquilinum*.

La altura dominante es de 16,9 m y la cubierta del dosel completa. El riesgo estructural de incendios en el rodal es relativamente bajo, debido a la escasa cubierta, altura e inflamabilidad de los arbustos y matas presentes. No obstante, existe un cierto riesgo derivado de la elevada frecuentación del lugar y de la gran tradición en el uso del fuego en la comarca.

Descripción de la actuación realizada

Clara alta muy débil (extracción de aproximadamente el 11% del área basimétrica inicial), en la que solamente se cortan los pies que compiten con otros que tienen potencialidad para acumular madera de calidad en un futuro y aquéllos que, sin albergar esa capacidad, limitan el desarrollo de la regeneración anticipada de *Quercus petraea*. El volumen a cortar es de 20,4 m³/ha (un 11,8% del volumen en pie). El diámetro medio de los

pies a cortar para madera es de 42,6 cm, y el de los pies marcados como leña 23,9 cm. El diámetro medio de todos los pies a cortar es de 25,2 cm, claramente superior al medio del rodal (que es de 16,7 cm, para pies de Dn ≥7,5 cm), como corresponde a una clara alta. Se apean sobre todo pies dominantes y codominantes, que por una parte son los que más compiten con los de porvenir y por otra mejoran la rentabilidad económica del aprovechamiento.

Solo se cortarán pies de *Quercus pyrenaica* y, puntualmente, de *Quercus petraea*: se respetarán las demás especies presentes. El apeo se realiza exclusivamente entre los meses de septiembre y marzo, evitando así los periodos con más activo movimiento de savia, que es cuando se dañan con más facilidad los árboles remanentes. Los restos de la corta, escasos, no se eliminan.

Esta actuación no persigue un único producto objetivo a medio y largo plazo: se pretende que haya una pequeña proporción de madera de barrica (calidad A/B de la clasificación francesa de madera de roble), aunque sea en una longitud de fuste escasa (un poco más de un metro sería el mínimo: las barricas bordelesas de 225 litros miden 95 cm de largo); pero la madera estructural (calidad C) será el objetivo más importante en cantidad. En fin, se busca la mayor proporción posible de madera de la mejor calidad, es decir, buena madera de sierra (B y B/C), así como productos enológicos menos exigentes que las barricas. Lo que no cumpla estos requisitos se destinará a leña, que tiene un buen mercado y, teniendo en cuenta la previsible evolución de los combustibles fósiles, se le augura con tendencia a mejorar.

Se realiza un señalamiento cuidadoso en el que no se liberan bruscamente individuos con potencial pero con una copa muy poco desarrollada: la emisión de brotes epicórmicos es directamente proporcional al espacio vegetativo liberado para un árbol e inversamente proporcional al tamaño y vitalidad de su copa.



Fotografía 1. Aspecto del rebollar, no muy diferente a muchos otros en la geografía ibérica. En el centro de la imagen se ve un grueso pie marcado para su corta. La X indica que el destino es para leña. Se encuentra rodeado de pies mucho mejor conformados, que en un futuro podrían proporcionar buena madera estructural.

Se pretende expandir las copas de los pies de provenir sin la emisión de brotes epicórmicos, de manera que la realización de las claras subsiguientes sea mucho más sencilla, puesto que hay mucho más margen para abrir espacio sin que se generen los indeseados brotes.

Se señalaron todos los pies a apeo, además de otros que debían preservarse especialmente, con códigos de marcas diferenciados, según su destino sea de leñas, madera, o sean pies de especial interés a preservar (no deben sufrir daños en el apeo y saca) (Figura 1).









CÓDIGOS DE SEÑALAMIENTO	
PIES A CORTAR	
38	Nº (DE ÁRBOL) SOBRE SEÑAL DEL MARCO
X o 	DESTINO LEÑAS O TRITURACIÓN
	PIE A DESMOCHAR OBLIGATORIAMENTE (SI TAMBIÉN HAY UNA FLECHA, A APEAR EN EL SENTIDO INDICADO)
	DIRECCIÓN DE CAÍDA OBLIGATORIA EN EL APEO (PIES A TIRAR DE ELLOS O DIRIGIR)
	DIRECCIÓN DE CAÍDA PREFERENTE EN EL APEO
ÁRBOLES A PRESERVAR	
	PIES DE FUTURO O ESPECIES A PRESERVAR ESPECIALMENTE EN EL APEO O SACA
	ÁRBOL MUERTO A MANTENER
OTROS	
	LÍMITES DEL ÁREA DE CORTA O VÍA DE SACA
	PRESENCIA DE INSECTOS EN EL INTERIOR DEL PIE
	PELIGRO/PRECAUCIÓN
	POSIBLE PRESENCIA DE METAL EN EL INTERIOR DEL PIE
	PUNTO DE CORTE RECOMENDADO

Figura 1. Códigos de señalamiento utilizados en la gestión de robledales franceses. Inciden en la clasificación (destino) del pie y aspectos de correcta ejecución. Adaptado de René Corraud.

La Tabla 1 recoge algunas variables cuantitativas descriptivas del tratamiento. No se partió de una cifra fija en cuanto a número de pies a cortar ni de área basimétrica a extraer. Se fueron señalando los pies de acuerdo a los criterios expuestos, comprobando de forma visual e intuitiva que la intensidad de corta estuviese dentro de los límites buscados y conformando una corta con suficiente volumen (economía) pero lo suficientemente débil como para evitar la aparición de muchos brotes epicórmicos.

Tabla 1. Resumen de la actuación.

	inicial	final	% extraído
N (Dn $\geq 2,5$ cm)	1.072	1.013	5,5
Fcc (%)	>75%	aprox. 75%	-
V (m ³ /ha)	172,4	152,0	11,8
AB (m ² /ha)	28,2	25,0	11,3
Dm (cm)	16,7	16,2	-
H ₀ (m)	16,9	16,9	-



Fotografía 2. A la derecha de la imagen se aprecia un roble que forma regeneración anticipada bajo el rebollo. Se ha marcado con tres líneas horizontales para que los trabajadores presten mucha atención para no dañarlo, en particular con el apeo o extracción del gran rebollo marcado en la parte izquierda de la imagen.



Fotografía 3. Detalle del señalamiento. Se aprecian tres pies señalados para su corta. Los tres son gruesos pies que limitan el desarrollo de muchos otros pies y en concreto de varios mejor conformados. Al rebollo señalado en la parte derecha de la imagen se le ha pintado un número, indicando que tiene madera de sierra, mientras que los otros dos pies se han marcado como leña.

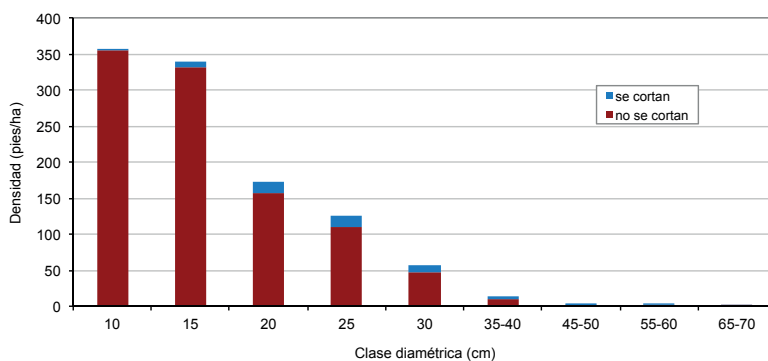


Figura 2. Número de pies/ha según clases diamétricas, todas las especies sumadas.

Resultados y valoración de la actuación

Mejora de la vitalidad general de la masa, en la que abundan los pies con descenso de copa (puntisecos). Debido a que el peso de la clara es muy moderado, no se espera incremento de la combustibilidad del ecosistema, ni del matorral en el sotobosque, en el que tenderán a ganar espacio árboles tolerantes como el avellano y el roble.

En España, las claras por lo alto son poco frecuentes, y todavía menos en frondosas,

a pesar de que desde hace más de un siglo se conoce que en árboles propensos a emitir brotes epicórmicos (caso del rebollo) son mejor alternativa para producir madera de calidad que las claras bajas, sobre todo si éstas son fuertes.

La falta de tradición en este tipo de cortas en España (no así en Francia, donde son muy comunes) genera inicialmente recelos entre propietarios e incluso profesionales, que es

preciso mitigar mediante explicaciones y, sobre el terreno, con un primoroso señalamiento de los pies a apear y, sobre todo, con unas exquisitas labores de desembosque. En el señalamiento, el hecho de cortar un escaso número de pies permite poner mucha más atención en cada uno que cuando se efectúan claras por lo bajo, donde con frecuencia se recurre a la marca en negativo (señalar los resalvos).

La elevada propensión del rebollo a emitir brotes epicórmicos, y la ausencia de una

selvicultura desarrollada en el pasado para conseguir madera de calidad con esta especie (algo absolutamente general), obligan a aplicar intensidades de corta especialmente bajas, y a un especial cuidado en la distribución espacial de los pies. Cuando existe un subpiso de vegetación que sombrea los fustes de robles o rebollos es mucho más fácil aclarar sin rebrote desde el tronco; esto ocurre con cierta frecuencia en España con subpisos de especies tolerantes como hayas, arces o avellanos.

Dificultades encontradas

Hasta el momento no existe en España un mercado desarrollado para la madera de calidad de frondosas, y mucho menos cuando se trata de especies mediterráneas o submediterráneas que, como el rebollo, presentan en general fustes poco rectos y profusión de brotes epicórmicos. A esto se une la nula tradición de efectuar claras por lo alto en frondosas, lo que configura un escenario innovador en el que se hace preciso romper las inercias y limar las reticencias de los actores

que intervienen: propietarios, compradores de la madera, profesionales forestales y de la conservación, visitantes, etc. En realidad este tipo de cortas, si se ejecutan correctamente (en particular el desembosque), son muy poco impactantes y a largo plazo generan un tipo de bosque muy valorado tanto por profanos como por especialistas, con grandes árboles y una mezcla íntima de especies y de pies de diferentes tamaños.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

El tipo de selvicultura aquí diseñada persigue un objetivo económico pero a la vez se entiende como la mejor opción ecológica para conseguir bosques maduros, en el sentido de dominados por árboles añosos y con un rico sotobosque de especies más o menos umbrófilas. La madera de calidad buscada precisa de largos turnos e intervenciones suaves, que son las condiciones que propician el desarrollo de un tipo de bosques que se entiende como muy deseable en términos ecológicos, no sólo por sus características intrínsecas sino por su escasez en el contexto ibérico. Dado que la operación se autofinancia, y teniendo en cuenta el prometedor futuro de la leña o la biomasa para su uso en calefacción, se prevé que no habrá dificultades en seguir este tipo de gestión indefinidamente, repitiendo claras semejantes en periodos de 8-10 años.



Fotografía 4. Monumental ejemplar de *Quercus petraea*, que da una idea de la potencialidad del lugar.

Estimación de rendimientos

No se empleó dinero público para esta actuación, sino que el rematante asumió todos los costes de las operaciones. La tasación de la madera se ha efectuado como figura en la Tabla 2.

La adjudicación final del aprovechamiento supuso una notable alza, ya que se cerró en 6.200 €.

Tabla 2. Tasación inicial de la madera.

	Medición	Tasación	Total
Leñas	405,6	5 €/st	2.028,00 €
Madera C	27,0	22 €/m ³	594,00 €
Madera B/C	5,0	40 €/m ³	200,00 €
TOTAL	437,6	-	2.822,00 €

Bibliografía relacionada:

Broto Cartagena, M., Lizarralde Torre, I., Ezquerro Boticario, F., Prieto Gil, C., Sevilla Martínez, F., Torre Antón, M. (2009). Selvicultura del rebollo para obtención de productos de alto valor añadido. Estrategias silvícolas y técnicas innovadoras en Castilla y León. Actas del 5º Congreso Forestal Español. Ávila.

Desbroces y claros de *Quercus canariensis* y otras especies para uso mixto madera/leña/pastos

Nicolás de Benito Ontañón

Localización: Macizo del Aljibe. Parque Natural de Los Alcornocales/Serranía de Ronda. Provincia de Málaga. Monte "Majadas de Ronda y Berruco" 71004-AY. UTM (Datum ED50) 30S X: 278100 Y: 4049200

Objetivos de la actuación:

Obtener una estructura en mosaico de pastizales, bosquetes de quejigo andaluz y pies dispersos de otros árboles, con control periódico de los estratos arbustivo y de matorral (mediante resalveos y desbroces), e irregular en cuanto a edades del arbolado. Esta estructura supone una mejora de la multifuncionalidad, vitalidad del estrato arbolado y presenta un mejor comportamiento frente a incendios forestales.



Fotografía 1. Bosquete de *Quercus canariensis* con *Quercus suber* en zona de pastizal abierto.

Características de la zona de actuación

Rodal de unas 25 ha, altitud 510 a 600 m, precipitación media anual de 1.300 mm y temperatura media anual de 15,5 °C. Piso termo-mesomediterráneo, serie de vegetación potencial Aljibico-tingitana húmedo-hiperhúmeda silicícola del roble andaluz *Rusco hypophylli-Querceto canariensis*.

Sustrato de Areniscas del Aljibe de la Unidad del Aljibe (Flich ultrabético) de edad Oligocena en contacto con Margocalizas tabulares de la misma unidad de edad Eocena y margocalizas blancas y rosadas del Subbético interno de edad Cretácica, exactamente en la transición de ambas formaciones geológicas. Suelo del tipo *Cambisol cromico* de textura franco-arcillosa de reacción neutra o ligeramente ácida. Pendiente 20-40%. Sin problemas erosivos significativos salvo en zonas con remoción de tierra (pistas fundamentalmente).

Se trata de una masa mixta con estrato arbóreo de *Quercus canariensis* con *Olea europaea*

var. *sylvestris* y *Q. suber* y otras dispersas con Fcc media 40-70%. El estrato arbustivo es muy potente, con 3 m o más de altura dominante, formado principalmente por *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Calicotome villosa*, *Crataegus monogyna*, *Erica arborea* y otras, y Fcc media del orden del 70%. Intercalado existe un estrato herbáceo en mosaico, que ha ido perdiendo terreno a lo largo del tiempo por reducción del pastoreo y de los desbroces periódicos a partir de los años sesenta del siglo XX.

La regeneración natural de *Quercus canariensis* es escasa, pero puede apreciarse en la periferia y en el interior de las matas arbustivas, singularmente *Pistacia lentiscus*.

En el interior de éstos aparece también *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Fraxinus angustifolia*, etc. Con el tiempo, el desarrollo del estrato arbóreo así formado debilita el estrato arbustivo, singularmente a *Pistacia lentiscus*, que acaba desapareciendo por falta de luz.



Fotografía 2. Regeneración arbórea en el interior de arbustos.



Fotografía 3. Debilitamiento del lentisco (*Pistacia lentiscus*) bajo cubierta densa.

Descripción de la actuación realizada

Desbroces de matorral (*Calicotome villosa*, *Erica scoparia*) y resalveos de arbustos (*Erica arborea*, *Phillyrea latifolia*, *Pistacia lentiscus*) para favorecer el estrato herbáceo y para la producción de biomasa (leñas) de pequeña dimensión. Clareos y cortas de liberación del estrato arbóreo, singularmente de latizales bajos de *Quercus canariensis*, *Olea europaea* var. *sylvestris* y *Q. suber* que se desarrollaron en el interior del estrato arbustivo.

Eliminación de residuos por quema. La leña obtenida, en general de pequeñas dimensiones,

fue apilada *in situ*, y después licitada como aprovechamiento menor. Dada la estructura en mosaico perseguida, es difícil cuantificar la actuación a nivel de todo el rodal. En principio los clareos de los bosquetes y golpes de *Quercus canariensis* son poco intensos, para favorecer la limpieza de los fustes y el crecimiento en altura, dejando unos 650 pies/ha de Dn ~20 cm. En cuanto al resalveo de arbustos, es muy intenso, conservándose ejemplares bien formados y aislados de *Phillyrea latifolia* fundamentalmente.

Resultados y valoración de la actuación

Consecución de un mosaico con las características descritas.

De observaciones detalladas de la actuación se ha llegado a la conclusión de que resalveos intensos del estrato arbustivo, en especial de *Phillyrea latifolia*, favorecen y rejuvenecen ciertas especies como *Pistacia lentiscus* a causa de su brusca puesta en luz, con la consiguiente merma de las áreas abiertas de pastos. Por lo tanto sería más aconsejable retrasar los resalveos intensos hasta la fase en que *Pistacia lentiscus* se haya debilitado fuertemente bajo la cubierta por falta de luz.



Fotografía 4. Rebrote vigoroso del lentisco tras el tratamiento (4 años después), debido a la puesta en luz.

Dificultades encontradas

El hecho de que los resalveos de arbustos solamente produzcan leñas de pequeña dimensión, supone que no cabe esperar rentabilidad económica a las actuaciones

de esta naturaleza, si bien se estima que el desarrollo del sector de la biomasa (leñas, astilla, carbonos) puede mejorar los resultados a medio-largo plazo.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Los bosquetes de *Quercus canariensis* deben evolucionar hacia fustales bien conformados, con mejores aptitudes de adaptación al cambio global y susceptibles de aprovechamiento maderero si el mercado lo demandara en un futuro. A día de hoy, basta constatar que se favorece una especie de gran valor ambiental y potencial de reserva de madera noble en una región donde ésta escasea por razones climáticas. En cuanto al estrato arbustivo, no

cabe pensar en nuevos resalveos en un período mínimo de 30 años, por lo que entre tanto seguirá creciendo y cobijando en su periferia e interior la regeneración de las especies arbóreas. Se espera cierto control del estrato de matorral a cargo de la ganadería extensiva y sobre todo de la fauna silvestre cinegética, por lo que el estrato herbáceo habrá de ser más extenso que el de antes de la actuación.

Estimación de rendimientos

3.000 €/ha (80% jornales, 27 jornales/ha). Se han obtenido 10 t/ha de leña menuda, lo que en las condiciones actuales del mercado local tiene un valor muy pequeño, 90 €/ha apilada *in situ*. A ello hay que sumar la mejora de

pastizales, estimada para el primer decenio tras la actuación en 180 €/ha. La justificación de esta inversión en las condiciones actuales puede buscarse en la prevención de incendios (creación de área cortafuegos).

Bibliografía relacionada: -

Reducción de la intensidad de las podas en dehesas de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*)

Reyes Alejano Monge, Javier Vázquez Piqué, Raúl Tapias Martín

Localización: Comarca del Andévalo occidental, estribaciones meridionales de Sierra Morena en la provincia de Huelva (100-200 m de altitud). Fincas "La Encarnación y Castilnovo" (T. M. Calañas, Huelva, propiedad de la Junta de Andalucía, UTM (Datum: ED50) 29S X: 681349, Y: 4156557) y "El Campillo" (T. M. San Bartolomé de la Torre, Huelva, propiedad de D. José Luís García Palacios, UTM (Datum ED50) 29S X: 669638 Y: 4145966)

Objetivos de la actuación:

Comprobar la influencia de las podas tradicionales de distintas intensidades y de la "poda de regeneración de copa" sobre la producción de bellota. Al disminuir las actuaciones o su intensidad sobre el arbolado, se pretende mejorar el estado sanitario, y la vitalidad, crecimiento de la masa y resistencia a fenómenos climáticos extremos (sequías fuertes) y disminuir la mortalidad. Todo ello tendrá un efecto directo sobre la conservación y la producción de estos sistemas.

Características de la zona de actuación

Dehesas de encina (*Quercus ilex* L. ssp. *ballota* Lam.) con densidades de 35 pies/ha. La pluviometría media anual de 700 mm y temperatura media de 18 °C. Clima marcadamente mediterráneo con sequía estival prolongada.

La roca madre está formada por pizarras y grauvacas, suelos de textura franco-arcillosa, de reacción ácida con notable lavado de bases. La erosión afecta puntualmente y con poca intensidad.

La profundidad de suelo media es de 33 cm en Calañas y 67 cm en San Bartolomé. La finca San Bartolomé tiene un uso ganadero y se realizan laboreos frecuentes aplicados para mejorar la producción de pasto. En la finca de Calañas, con un uso de ganadería extensiva más ocasional, el subpiso está dominado por *Cistus ladanifer*.

Las dehesas de la provincia de Huelva sufren el síndrome de decaimiento conocido como "seca", en el que, además de otros factores, tiene importante protagonismo el patógeno *Phytophthora cinamommii*. Tradicionalmente se han aplicado siempre en las dehesas podas de formación, para conseguir un fuste libre

de ramas de 3-4 m de altura y 3 o 4 ramas principales; y podas de mantenimiento, cada 6-8 años. Si bien el objetivo inicial de las podas fue conseguir leña, tradicionalmente se ha considerado que mejoran la producción de bellota, si bien hay varios trabajos científicos que no corroboran esta creencia. Las podas suponen un estrés añadido para los individuos, especialmente en una situación fitosanitaria ya de por sí compleja, como la que hoy sufren las dehesas del Andévalo onubense.



Fotografía 1. Realización de podas de forma tradicional en dehesas.

Descripción de la actuación realizada

En cada una de las fincas se han replanteado parcelas experimentales de alrededor de 3 ha de superficie. En ambas parcelas, y sobre una selección de pies, se han realizado podas de tres intensidades distintas (débil, moderada y fuerte) en árboles elegidos al azar, además de dejar árboles testigo, sin podar. En la parcela de Calañas se ha probado además la "poda de regeneración de copa" que, a diferencia de las tradicionales, consiste en la eliminación de las ramas más finas de los extremos de la copa, de forma que el resultado es una copa redondeada.



Fotografía 2. Dispositivo de campo para recogida de bellota en finca acotada al ganado. En este caso el árbol es testigo, en el que no se ha aplicado poda de mantenimiento.

Una vez realizadas las podas se ha comprobado su intensidad mediante pesada de los residuos. Así, en función del peso de materia fresca obtenida (kg/árbol \pm desviación estándar), se tiene: Débil (Calañas 13,71 \pm 10,71; San Bartolomé: 45,81 \pm 48,20); Moderada (Calañas 66,82 \pm 57,86;

San Bartolomé: 64,38 \pm 27,65); Fuerte (Calañas 167,64 \pm 150,24; San Bartolomé: 137,88 \pm 88,14); Regeneración de copa (Calañas 68,00 \pm 53,76). Sobre los árboles podados se ha realizado un seguimiento de la producción de bellota, crecimiento y estado sanitario durante 6-10 años.

Resultados y valoración de la actuación

Estadísticamente no hay diferencias significativas en la producción de bellota en función del tipo de poda. Las diferencias de la Figura 1 se deben a que se representan los valores medios de producción por tipo de poda, pero existe una fuerte variabilidad en la producción individual de los pies (con valores de producción de bellota mínimo y máximo de 0 y 1.022,5 g·m⁻² respectivamente). Se observa también en la Figura 1 un incremento en la producción de bellota en los pies con poda de regeneración de copa, si bien conviene aplicar este tratamiento en una muestra de árboles mayor para corroborar el resultado.

Los pies no podados, además de tener una producción de bellota comparable a los demás, no han sufrido el estrés que las heridas de poda suponen para un árbol, ni el riesgo que estas heridas implican para la entrada de plagas y enfermedades. De acuerdo con los resultados anteriores se recomienda no realizar podas

de mantenimiento, si el único objetivo de las mismas es mejorar la producción de bellota, o en todo caso disminuir su intensidad. Esta recomendación es de especial aplicación en zonas con problemas sanitarios importantes en las especies de *Quercus*, como es el caso del Suroeste de la Península Ibérica.

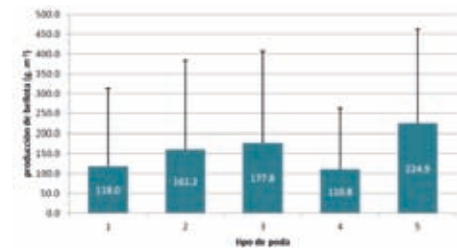


Figura 1. Producción media de bellota por pie (g·m⁻² de área de copa) en función del tipo de poda para el periodo 2001-2010 en dos parcelas experimentales de la provincia de Huelva, incluyendo barra de desviación estándar (1: árboles sin poda; 2: poda débil; 3: poda moderada; 4: poda fuerte; 5: poda de regeneración de copa).

Dificultades encontradas

La aplicación de podas de menor intensidad o no aplicación de podas implica un cambio en la forma tradicional de actuar de los propietarios (hay que tener en cuenta que la mayor parte de las dehesas son de propiedad privada). La aplicación de poda de regeneración de copa tiene la dificultad de su ejecución práctica.

Las podas se realizan tradicionalmente subiéndose el trabajador a la cruz del árbol con la motosierra en la mano, y realizando la poda desde allí. Puesto que la poda de regeneración de copa afecta a las ramas terminales implica un riesgo desplazarse hasta alcanzarlas, ya que las ramas son más finas en el extremo de la copa.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Los propietarios forestales de la provincia de Huelva, conscientes del grave problema sanitario que sufren sus fincas, están comenzando a disminuir las actuaciones de poda en las mismas, que además suponen un gasto

añadido. Es esperable que la disminución de las actuaciones de poda contribuya a disminuir el riesgo que las heridas ocasionadas suponen para la entrada de plagas y enfermedades.

Estimación de rendimientos

La eliminación de las podas o la reducción de la intensidad de las mismas supone una disminución en los costes de tratamientos

tradicionalmente aplicados en las dehesas (una poda de formación y podas de mantenimiento cada 6-10 años).

Bibliografía relacionada:

- Alejano R., Alaejos J., Torres E. 2004. Pruning quantification and biomass production in two holm oak dehesas of South West Spain, in: Millpress (Ed.) Proceedings of the 10th International Conference on Mediterranean climate ecosystems, Millpress, Rotterdam, p. 31-40.
- Alejano, R., Tapias, R., Fernández, M., Torres, E., Alaejos, J., Domingo, J. 2008. Influence of pruning and the climatic conditions on acorn production in Holm Oak (*Quercus ilex* L.) Dehesas in SW Spain. *Annals of Forest Science* 65 (2008) 209.
- Alejano, R., Domingo, J., Fernández, M. 2011. Manual para la Gestión Sostenible de les Dehesas Andaluzas. Foro Encinal- Universidad de Huelva. Huelva. 467 p.

Regeneración de *Quercus ilex* en masas artificiales de *Pinus sylvestris*

Enrique Arrechea Veramendi

Localización: Monte de Utilidad Pública nº 236 “Alto, Pradilla y Canalejas”, situado en el término municipal de Añón de Moncayo (Zaragoza) en las faldas de la Sierra del Moncayo. UTM (Datum ED50) 30T X: 604400 Y: 4624800.

Objetivos de la actuación:

Ante la escasa regeneración del pino silvestre, se busca favorecer la regeneración presente de encina y otras especies (rebollo, acebo, arce) para asegurar la continuidad de la masa forestal y su estabilidad futura.

La eliminación del matorral supone el establecimiento de un modelo de combustible más favorable para los posibles trabajos de extinción de incendios. Además se obtendrá una formación más resiliente al fuego, por la capacidad de rebrote de la carrasca.

Características de la zona de actuación

Monte de 316 ha situado entre 850 y 1.530 m de altitud, pluviometría media anual de unos 650 mm y temperatura media de 10,5 °C. La vegetación potencial corresponde a encinares silicícolas, especialmente en las partes más altas, orientadas a solana, con fuerte pendiente y suelos muy someros.

La masa forestal actual está dominada por pino silvestre (*Pinus sylvestris*) procedente de repoblaciones realizadas en el primer tercio del siglo XX. Abundan los pies de acebo (*Ilex aquifolium*) y aparecen dispersos pies de encina o carrasca (*Quercus ilex* subsp. *ballota*).

El pinar de la zona más baja (cantón 24) está actualmente en fase de regeneración mediante cortas por aclareo sucesivo y uniforme, habiéndose realizado las cortas preparatorias hacia 1995 y las cortas diseminatorias en 2001. Actualmente hay unos 250 pies/ha de

pino silvestre y un regenerado poco abundante de esta especie, pero abundante y vigoroso de encina, con presencia de matorral heliófilo (*Cytisus scoparius*).



Fotografía 1. Aspecto de la masa antes de los tratamientos.

Descripción de la actuación realizada

En la 1ª revisión de la ordenación de 2008 el cuartel se ordena por el método del tramo único, incluyéndose el cantón 24 en el grupo de mejora para afianzar su regeneración incipiente. Sin embargo, la pujanza del matorral puede ponerla en riesgo, por lo que se plantea una actuación doble de eliminación de matorral mediante desbroce para liberar el regenerado arbóreo y de selección de brotes de encina y poda de formación en los pies de mayor tamaño.

Los trabajos se realizan con desbrozadora-trituradora manual, motosierra y tijeras de poda, dejando los residuos en el lugar. La densidad final de pies de encina es variable, pero se ha intervenido en las áreas donde había más de 500 pies/ha, dejando como máximo unos 1.200 pies/ha seleccionados y podados.



Fotografía 2. Aspecto del matorral desbrozado durante el tratamiento en junio de 2010.

Resultados y valoración de la actuación

Las encinas resalveadas y podadas presentan un rápido incremento del crecimiento de las ramas superiores y un evidente aumento del diámetro de la incipiente copa.

Por otra parte la eliminación del matorral genera un modelo de combustible mucho más favorable para la extinción en caso de incendio.



Fotografías 3 y 4. Aspecto de la superficie tratada en junio de 2012.

Dificultades encontradas

El éxito de la actuación se ve comprometido por la presencia de ganado, sobre todo caprino, ya que ramonea los brotes seleccionados. Este hecho puede ocurrir en la parte baja del cantón que colinda con una zona de pastos del mismo monte ya que, aunque el pinar está en regeneración, no se ha procedido al acotado físico de la zona de cortas.



Fotografía 5. Aspecto general del monte. En la parte baja del pinar se observan los pies de encina adultos que probablemente constituyen la fuente de semilla.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

Una vez consolidado el estrato de encina, y cuando ésta alcance una talla suficiente se deberá proceder a la corta gradual de la masa residual de

pino silvestre. A partir de la regeneración obtenida, se espera conseguir una masa mixta de encina y pino silvestre.

Estimación de rendimientos

4 jomales/ha para el desbroce, resalveo y poda de los pies de encina. Parte de los trabajos se realizan con retenes de incendios al incluirse este

trabajo entre las actuaciones preventivas que pueden realizar.

Bibliografía relacionada:

Arrechea, E.; Aso, F.; Cabrera, M. 2008. Proyecto de primera revisión de la Ordenación del grupo de montes de Añón. Servicio Provincial de Medio Ambiente de Zaragoza. Gobierno de Aragón.

Ayuda a la regeneración natural de *Quercus canariensis* mediante acotados temporales al ganado

Nicolás de Benito Ontañón

Localización: Macizo del Aljibe. Parque Natural de Los Alcornocales/Serranía de Ronda. Provincia de Málaga. Monte "Majadas de Ronda y Berrueco" 71004-AY. UTM (Datum ED50) 30S X: 282950 Y: 4055050

Objetivos de la actuación:

Consecución de la regeneración natural de las especies arbóreas presentes y circundantes mediante limitación de la presión de herbivoría y sin reducir la biodiversidad que supondría la gestión más extendida en pastizales y dehesas en regeneración, a saber: plantaciones con protectores para el máximo aprovechamiento del pasto.

Características de la zona de actuación

Pequeño rodal experimental de 1,25 ha, altitud 730 m, precipitación media anual de 1.300 mm y temperatura media anual de 15,5 °C. Piso mesomediterráneo, serie de vegetación potencial Aljibico-tingitana húmedo-hiperhúmeda del alcornoque *Teucrio baetici-Querceto suberis*.

Sustrato de Areniscas del Aljibe de la Unidad del Aljibe (Fliisch ultrabético) de edad Oligocena en contacto con Calizas y Margocalizas blancas y rosadas del Subbético interno de edad Cretácica, exactamente en la transición de ambas formaciones geológicas. Suelo del tipo *Leptosol lítico* de textura franco-arcillosa de reacción neutra o ligeramente ácida. Pendiente 0-10%. Sin problemas erosivos significativos.

Se trata de un pastizal arbolado con Fcc muy baja (<10%). Su origen es sin duda una formación adhesada que se ha ido ahuecando con el tiempo. Las especies arbóreas presentes o próximas son *Quercus suber* (40%), *Q. ilex* subsp. *rotundifolia* (20%) y *Q. canariensis* (40%), así como presencia de *Olea europaea* var. *sylvestris*. En cuanto a las especies arbustivas se mencionan, entre otras, *Calycotome villosa*, *Pistacia lentiscus*, *Cistus albidus*, *Phlomis purpurea*.

Antes de la actuación el rodal presentaba muy escasa regeneración natural de las especies arbóreas, pese a la presencia de brinzales que no llegaban a prosperar por herbivorismo.

Descripción de la actuación realizada

En una primera fase, acotado mediante instalación de un cerramiento perimetral con malla cinética de 2 m de altura (instalada en el año 2007).

Posteriormente, cuando la evolución del regenerado lo aconseje (es decir, cuando se consiga una cobertura y altura suficiente) se retirará el cerramiento y se programan podas de formación sobre el regenerado y desbroces selectivos de matorral. También se prevén otras ayudas a la regeneración natural si se observan huecos significativos.



Fotografía 1. Aspecto del cercado perimetral. Puede observarse el estrato arbustivo y el regenerado de *Quercus canariensis* y *Quercus suber* en el interior del área acotada.

Resultados y valoración de la actuación

La reducción del herbivorismo permite la instalación y desarrollo de regenerado de las especies arbóreas. A su vez, la cobertura de matorral ha experimentado un claro aumento, pudiendo actuar como facilitador de la regeneración.

A los cinco años se encuentra regeneración viable (repoblado o monte bravo) en densidad de 840 pies/ha (49% *Quercus suber*, 45% *Q. canariensis*, 4% *Q. rotundifolia*, 2% *Olea europaea* var. *sylvestris*). La altura dominante de este estrato de regenerado es de 1,5 a 2 m.



Fotografía 2. Diferencias en el desarrollo de la cubierta vegetal dentro y fuera del cercado (en primer término, interior del área acotada).



Fotografía 3. Regenerado de *Quercus canariensis* de entre 1 y 1,5 m de altura que emerge del estrato de matorral.

Dificultades encontradas

Suele ocurrir con frecuencia en actuaciones similares la apertura de huecos en el cerramiento por donde se introduce la fauna silvestre, especialmente los cerdos asilvestrados muy

abundantes en la zona (cerdo ibérico x jabalí). Para evitarlo se inspecciona periódicamente el cerramiento.

Continuidad – prognosis de evolución esperada

A la vista de los resultados que ya se aprecian, se espera la regeneración natural del rodal con predominio de *Quercus canariensis* y *Quercus suber* con presencia de *Q. ilex* subsp. *rotundifolia* y *Olea europaea* var. *sylvestris*, instalados en el interior y en la periferia de matorrales de *Callicotome villosa*, *Pistacia lentiscus* y otros.

Tras los tratamientos necesarios y el tiempo requerido de acotamiento (mínimo 20 años), se espera una masa mixta con predominio de *Quercus canariensis* y un potente estrato arbustivo y de matorral, que deberá aclararse en la medida en que se cierre el dosel arbóreo.

La estructura así lograda, si bien será marcadamente regular, supondrá un incremento sustancial de la biodiversidad en relación con los terrenos circundantes de pastizal arbolado en proceso de ahuecamiento.



Fotografía 4. Aspecto del rodal en regeneración con el acotado. Diferencia interior-exterior.

Estimación de rendimientos

4.000 €/ha (60% jornales) en cerramiento. Este resultado no es significativo dada la pequeña

superficie a cercar. Solamente aumentándola a 10 ha, se obtendría del orden de 1.500 €/ha.

Bibliografía relacionada:

Bernal N.; Ojeda J. P. 2008. Manual de Buenas Prácticas sobre la regeneración del monte alcornocal. Acción conjunta de cooperación Leader plus "Valorización de la producción corchera en Andalucía". Cádiz. 117 p.

Proyectos de Revisión de las Ordenaciones de montes alcornocales de Cádiz y Málaga. Junta de Andalucía, varios años.

Ayuda a la regeneración natural de *Quercus suber* y *Q. canariensis* bajo *Pinus radiata* mediante cortas de liberación

Nicolás de Benito Ontañón

Localización: Macizo del Aljibe. Parque Natural de Los Alcornocales/Serranía de Ronda. Provincia de Málaga. Monte "Majadas de Ronda y Berrueco" 71004-AY. UTM (Datum ED50) 30S X: 272000 Y: 4044500

Objetivos de la actuación:

Potenciar *Quercus suber*, especie más adaptada a las características ecológicas de la zona, fuego, sequías y variabilidad climática y con mayor interés económico. Se pretende obtener en una o dos décadas un fustal en producción de *Quercus suber*, eliminando *Pinus radiata* por su estado de decadencia y su misión protectora ampliamente cumplida.

Características de la zona de actuación

Rodal de unas 6 ha, altitud 380 m, precipitación media anual de 1.100 mm y temperatura media anual de 16,5 °C. Piso mesomediterráneo, serie de vegetación potencial Aljibico-tingitana húmedo-hiperhúmeda del alcornoque *Teucrio baetici-Querceto suberis*.

Sustrato de Areniscas del Aljibe de la Unidad del Aljibe (Flisch ultrabético) de edad Oligocena. Suelo *fersialítico* pardo de textura franco-arenosa de reacción ligeramente ácida o ácida. En la zona central del rodal el suelo es de tipo *ranker* de pendiente con mayor acidez, coincidiendo con una pequeña divisoria de aguas. Pendiente 20-40%. Sin problemas erosivos significativos por la existencia de cubierta vegetal densa.

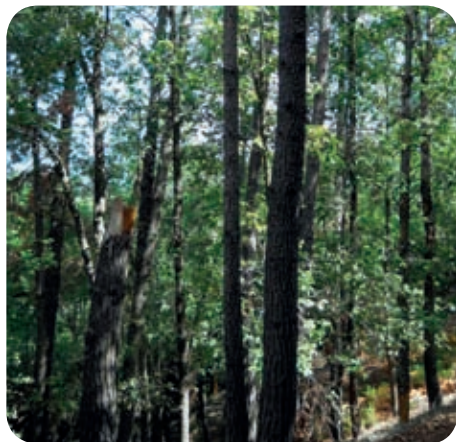
Se trata de un pinar de *Pinus radiata*

en mezcla con algunos pies de *P. pinaster* procedente de repoblación de la década de los años 60 del siglo pasado (edad 40-50 años) con Fcc 85-100%. En éste se aprecian claros síntomas de decadencia: reiterados ataques de perforadores y defoliadores que dan a la masa un aspecto decrepito. Estrato de matorral poco denso y de baja talla, sin duda a causa de la cubierta arbórea, predominando *Erica scoparia* con presencia de *E. arborea*, *Phillyrea latifolia* y *Pistacia lentiscus*, entre otras.

En un 70% del rodal aproximadamente se aprecia una importante regeneración natural de *Quercus suber* y en menor medida *Quercus canariensis*, en estado de latizal bajo (edad calculada entre 20 y 30 años) que se desarrolla rápidamente en altura bajo la cubierta del pinar.



Fotografía 1. Aspecto previo a la actuación. Masa mixta de *Pinus radiata* y *Pinus pinaster* con *Quercus suber*, en muchos casos desarrollado bajo la cubierta del pinar.



Fotografía 2. Latizal de *Quercus canariensis* bajo cubierta de pinar.

Descripción de la actuación realizada

Se trata de eliminar la masa de pinar en dos tiempos y dos zonas: se comenzó en las zonas ocupadas por el latizal de *Quercus suber*, para

terminar en la zona central del rodal donde la decadencia del pinar es más marcada, si bien la presencia de alcornoque es casi inexistente.

Resultados y valoración de la actuación

Transcurridos 5 años de la corta de liberación del primer tiempo, la respuesta de los pies de *Quercus* liberados ha sido positiva en términos de mejora de la estabilidad mecánica, vitalidad y densificación y desarrollo de las copas.

Aproximadamente el 50% de los pies de alcornoque han sido desbornizados, pudiendo ser considerados ya fustales en producción (Fotografía 3).

Tras la corta a hecho del segundo tiempo, se observa una regeneración incipiente de *Pinus pinaster* y en menor medida *Quercus suber*, que deberá tratarse de favorecer en el futuro.



Fotografía 3. Alcornoques liberados con el tratamiento. Algunos fustes de pino se dejan como madera muerta en el suelo.

Dificultades encontradas

Las cortas de liberación deben ser muy cuidadosas, para minimizar los daños sobre el estrato que trata de favorecerse. No habiendo sido así a causa de la escasa cualificación del personal del adjudicatario del aprovechamiento de madera, se produjeron daños en el estrato de latizal de alcornoque: cuando se conservó su fuste hasta unos 2,5 metros de altura, la respuesta del arbolado fue suficiente para

minimizar dichos daños, no así cuando el fuste quedó partido o desgajado a menor altura, llegando a perderse muchos pies por herbivoría. Por otra parte en la zona con suelo de peor calidad la regeneración de *Pinus pinaster* competirá con mucha ventaja con la de *Quercus suber*, por lo que en dichas zonas será difícil conseguir un alcornocal.

Continuidad – pronóstico de evolución esperada

En la zona ocupada por el latizal –hoy ya fustal- de *Quercus suber* se espera la estabilización de un nuevo rodal denso y regular para la producción corchera, hasta que llegue el momento de su regeneración, sin duda más allá de un siglo.

En la zona de peor suelo es de esperar el predominio de *Pinus pinaster*, cuya espesura debe ser graduada a fin de estimular la supervivencia y el crecimiento de los brinzales de alcornoque hoy existentes bajo la cubierta del pinar.



Fotografía 4. Pese a que el regenerado de alcornoque no prospera en las peores zonas del rodal, sí aparece regenerado de *Pinus pinaster*.

Estimación de rendimientos

En condiciones normales, se estima que la actuación genera un balance neto positivo de unos 900 €/ha. No obstante, la segunda corta de *Pinus radiata* se enfocó como parcela

experimental, y tanto su coste como su beneficio no se correspondieron con la situación normal de los mercados. Al final el balance de la operación fue aproximadamente neutro.

Bibliografía relacionada: -

Restauración de un alcornocal (*Quercus suber* L.) incendiado en la sierra de San Pedro

Enrique Cardillo Amo, Carlos Bernal Chacón, Manuel Encinas Barrado, Ramón Santiago Beltrán

Localización: Sierra de San Pedro, Finca "Coto de Santa Eulalia", término municipal de Carmonita (Badajoz). UTM (Datum WSG84) 29S X: 731400 Y: 4340600

Objetivos de la actuación:

El objeto general de la actuación es la restauración post-incendio en el monte alcornocal. Los objetivos específicos son:

1. Regenerar alcornocales que han sufrido bajas mayores al 80% a causa del fuego. Se trata de reemplazar las bajas producidas durante el incendio y reforzar la regeneración natural de cepa, que por sí sola se considera insuficiente para el objetivo preferente de producción de corcho.
2. Reducir en la medida de lo posible las pérdidas de suelo en las zonas más vulnerables.
3. Mejorar, mediante pequeñas actuaciones complementarias, la biodiversidad vegetal y animal.
4. Demostrar a otros propietarios y gestores los tratamientos ejecutados.

Características de la zona de actuación

Rodal de 15,24 ha situado entre 500 y 600 m de altitud, pluviometría media anual de 606,5 mm y temperatura media de 16,2 °C. Clima Mediterráneo genuino IV4 (Allué, 1999). La vegetación de la zona era antes del incendio un alcornocal claro con subpiso de mancha degradada. La fauna es la propia de un monte mediterráneo, con presencia de algunas especies de mamíferos de gran tamaño como el ciervo (escaso) y jabalí.

El rodal presenta una pendiente media del 20% y máxima del 40% y orientación SO. Roca madre formada por ortocuarzitas que forman la cumbre de la sierra, más abajo aparecen pizarras marrones ordovícicas con intercalaciones de areniscas, que en la base

de la ladera dan paso a un sustrato formado por una mezcla de conglomerados, arenas y pizarras del Carbonífero Superior. Los suelos predominantes son los inceptisoles (xerochrepts) (Soil Taxonomy, USDA, 1985).

Tras el incendio en verano de 2003, la masa quedó constituida por un fustal medio con un área basimétrica media de 4 m²/ha, una densidad de unos 26 pies/ha de los cuales el 70% son bornizos. La fracción de cabida cubierta es de un 8%. La CAP media es de unos 125 cm y la altura dominante de 8 m. La calidad de estación es baja. La mortalidad de la parte aérea es del 80%. Se observa un abundante rebrote de cepa de estos pies.

Descripción de la actuación realizada

1. Plantación sobre surco subsolado lineal siguiendo curvas de nivel, mediante tractor oruga (tipo D6) con ripper de un solo rejón con orejetas y una profundidad mínima de 40 cm en pasadas espaciadas a 5 m (2.000 m/ha). Plantación manual de alcornoque de una savia, en espaciamiento medio de dos metros en la línea de plantación (densidad de 1000 plantas/ha, en marco 5x2) y ahoyado manual en la línea subsolada, de 30-40 cm de profundidad. En el 50% de las plantas se colocó un tubo protector de malla del 70% de sombreado de 60 cm altura y 12x12 cm de sección, con estaca de madera a modo de tutor. La plantación finalizó con la formación de un pequeño alcorque alrededor de la planta.

2. Cortas post-incendio. Se realizaron después de la preparación del terreno para evitar que los restos estorbasen el paso de maquinaria. Comprenden:

Cortas sanitarias y de policía, afectando a ~20 pies/ha de grandes dimensiones en muy mal estado. Tras el apeo se tronzaron fustes y ramas para reducir el volumen y conservar más humedad.

Cortas de liberación y recepe, que han afectado a una buena parte de la masa y tienen un fuerte carácter selvícola. Se han efectuado con motosierra, aunque los macheros podrían haberse tratado con motodesbrozadora y disco de sierra. Las cortas de liberación de brotes son cortas de troncas y fustes muertos (pies con diámetros mayores de 7 cm) sobre cepas activas, para favorecer el crecimiento y mejorar la forma de los brotes evitando que se inclinen hacia afuera. Las cortas de recepe son cortas de pies (macheros, bornizos y fustales jóvenes) que aún poseen una pequeña parte de su sistema aéreo en funcionamiento, aunque la mayor parte de la capa madre esta muerta y,

previsiblemente serán infectados por perforadores y hongos de pudrición en breve plazo.

Cortas de selección de brotes, con hacha o con tijeras de podar. Se realizan a partir de los dos o tres años de edad de los brotes, cuando se ha definido un brote dominante.

3. Recogida y manejo de restos forestales, de forma que no supusieran un aumento en el riesgo de incendios y además tuvieran una doble finalidad ecológica: control de la erosión formando "albarradas", y refugios para la fauna formando "tarameros".

4. Plantación en islas de enriquecimiento, en grupos o pequeños bosquetes intercalados por toda la superficie, con *Arbutus unedo*, *Castanea sativa*, *Crataegus monogyna*, *Juniperus oxycedrus*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia terebinthus*, *Pinus pinea*, *Pinus pinaster*, *Pyrus bourgaeana*, *Quercus faginea*, *Rosa* sp., *Viburnum tinus*, *Rhamnus alaternus* y *Phillyrea latifolia*.



Fotografía 1. Aspecto previo a la actuación (10 de Agosto de 2003, el incendio se produjo unos días antes) en la parte alta del Coto de Santa Eulalia.

Resultados y valoración de la actuación

La actuación ha sido muy positiva, pues ha permitido acelerar el desarrollo de los brotes de cepa de los alcornoques gracias a la selección de los mejores chirpiales y a la disminución de la competencia del matorral.

La repoblación y plantaciones de enriquecimiento han tenido unas marras del 50% debido fundamentalmente a las pésimas condiciones meteorológicas que siguieron a la restauración, con una sequía muy intensa.



Fotografía 2. Aspecto posterior a la actuación (10 de mayo de 2007), en la parte alta del Coto de Santa Eulalia.

Dificultades encontradas

La sequía excepcional durante los años 2005 y 2006 (año en que se realizó la restauración) supuso un grave inconveniente para la realización de la repoblación. Es muy conveniente que estas actuaciones coincidan con con uno o dos años lluviosos que permitan

un gran número de arraigos. Por otra parte, la presencia de jabalí unida a la explosión demográfica observada tras el fuego de roedores como *Apodemus sylvaticus*, habrían ocasionado problemas en las repoblaciones por siembra, por lo que se eligió la plantación.

Continuidad – pronósis de evolución esperada

La vegetación tipo mancha se recuperará a un estado próximo al anterior al fuego en unos 6-10 años. El alcornoque brotando de cepa tardara unos 20. Las condiciones meteorológicas del año en que se realizó la reforestación, unidas a las condiciones de la zona (baja calidad de estación, poco suelo, probable sequía, alta competencia

del matorral, etc.) pueden comprometer el éxito de la misma.

En cuanto a la evolución del suelo, se prevé una mejora debida al aumento en la cobertura vegetal y a la mejora en la retención e infiltración producida por los trabajos de preparación del suelo y acondicionamiento de restos.

Estimación de rendimientos

El coste medio fue de 1.946 €/ha, de donde 1.539 € corresponden a costes de plantación, 120 € a cortas (sanitarias, de liberación y recepe

y de selección de brotes), 110 € a recogida de restos, 82 € al subsolado y 95 € a plantaciones de enriquecimiento.

Bibliografía relacionada:

Cardillo, E., Bernal, C. y Encinas, M. 2007. El Alcornoque y el Fuego. Instituto del Corcho, La Madera y el Carbón Vegetal (IPROCOR), Junta de Extremadura. Mérida.



Con la colaboración de:



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACION
Y MEDIO AMBIENTE



Fundación Biodiversidad