

# Manual 14

Serie de manuales EUROPARC-España

**Bosques maduros mediterráneos:**  
características y criterios  
de gestión en áreas protegidas





## Manual 14

**Bosques maduros mediterráneos:** características y criterios de gestión en áreas protegidas

## EUROPARC-España. 2020

### Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas

Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid

#### Editado por

Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez  
para los espacios naturales

#### Coordinación

José Antonio Atauri Mezquida  
Oficina Técnica EUROPARC-España  
Fundación Fernando González Bernáldez  
ICEI Edificio A. Campus de Somosaguas  
28223 Pozuelo de Alarcón (Madrid)  
oficina@redeuroparc.org  
www.redeuroparc.org

#### Autores

Álvaro Hernández Jiménez (Gobierno de Aragón)  
Ángel Vela Laína (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha)  
Anna Saniñjas Olea (Diputació de Girona)  
Daniel Guinart Sureda (Diputació de Barcelona)  
Diego García Ventura (FUNGOBE)  
Eduard Piera i Pallàs (consultor)  
Emili Martínez Ibartz (Gobierno de Aragón)  
Enrique Arrechea Veramendi (Gobierno de Aragón)  
Francisco Rivero Sulé (FUNGOBE)  
Javier Donés Pastor (OAPN)  
Javier Ezquerro Boticario (Junta de Castilla y León)  
Jordi Camprodon i Subirachs (Centre Tecnològic Forestal de Catalunya)  
Jordi Vayreda Durán (CREAF)  
José Antonio Atauri Mezquida (Oficina Técnica de EUROPARC-España)  
Josep María Forcadell Roig (Generalitat de Catalunya)  
Josep Sabaté Balsells (Parc Natural dels Ports)  
Lluís Comas Boronat (CREAF)  
Marisol Redondo Rodríguez (OAPN)  
Miguel Cabrera Bonet (Aranzada Gestión Forestal)  
Narcís Vicens Perpinyà (Diputació de Girona)  
Óscar García Cardo (GEACAM)  
Oscar Schwendtner García (Bioma Forestal SL)  
Patricia Riquelme Osado (Junta de Castilla y León)

#### Colaboradores

Josep Muñoz-Batet (Museu de Ciències Naturals de Barcelona)  
Susana Cárcamo Bravo (Bioma Forestal SL)  
Klaas van Dort (Forestfun Wageningen)

#### Diseño y producción editorial

gráfica futura

#### Impresión

Palgraphic

#### Fotografía de portada

Bosques de pino salgareño con árboles añosos y portes aparasolados,  
conservados gracias a las condiciones abruptas del lugar.  
Barranco de La Fou. Autor: Bruno Durán/Parc Natural dels Ports

ISBN: 978-84-940457-7-6

Depósito legal: M-6345-2020

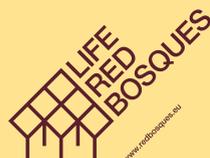
La publicación de este manual ha sido financiada por el Parque Natural dels Ports (Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya). Los contenidos del manual son el resultado del proyecto LIFE RedBosques (LIFE15 GIE/ES/000809) financiado por la Unión Europea a través del programa LIFE Gobernanza e Información Medioambientales 2015 ([www.redbosques.eu](http://www.redbosques.eu)). Este material refleja el punto de vista de los autores. La Comisión/EASME no es responsable de cualquier uso que se pueda hacer de esa información o de su contenido.



# Manual 14

Serie de manuales EUROPARC-España

## **Bosques maduros mediterráneos:** características y criterios de gestión en áreas protegidas





Los bosques de *Pinus nigra* ocupan en la Península Ibérica grandes extensiones, a menudo en un buen estado de conservación. Barranco del Regatxol. Autor: Bruno Durán/Parc Natural dels Ports

# Índice

7	<b>Prólogo</b>
11	<b>Resumen ejecutivo</b>
<b>15</b>	<b>1 Introducción</b>
17	1.1 Qué ofrece este manual
<b>21</b>	<b>2 Concepto de bosque maduro</b>
21	2.1 ¿Existen los bosques maduros?
22	2.2 Los bosques maduros en el contexto de la dinámica forestal: el ciclo silvogenético
27	2.3 Características de la madurez forestal
32	2.4 Biodiversidad de los bosques maduros
50	2.5 Servicios proporcionados por los bosques maduros
<b>55</b>	<b>3 Los rodales maduros como referencia</b>
55	3.1 Los bosques maduros en las políticas de conservación
56	3.2 Rodales maduros y Red Natura 2000. El estado favorable de conservación
62	3.3 Rodales de referencia
<b>65</b>	<b>4 Gestión de la madurez forestal</b>
65	4.1 ¿Por qué una gestión forestal que promueva la madurez?
72	4.2 La madurez forestal en la fase de planificación
79	4.3 Gestión en zonas de no intervención
81	4.4 Selvicultura para la madurez
<b>101</b>	<b>5 Casos piloto</b>
102	5.1 No intervención en un rodal del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama
106	5.2 Generación de madera muerta en un hayedo del Parc Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny
110	5.3 Selvicultura para la madurez en el Parc Natural dels Ports
116	5.4 Promoción de la diversidad estructural y específica en masas artificiales de pino carrasco en la provincia de Zaragoza
<b>123</b>	<b>6 Conclusiones y perspectivas</b>
<b>127</b>	<b>7 Glosario</b>
<b>131</b>	<b>8 Referencias</b>



Muchos de los bosques mediterráneos con atributos de madurez proceden de montes en los que ha cesado el aprovechamiento. Alcornocal-guejigal de San Carlos del Tiradero, Parque Natural de Los Alcornocales.  
Autor: José A. Atauri

## Prólogo

Los bosques constituyen los ecosistemas terrestres más diversos. La compleja estructura forestal y la variedad de procesos ecológicos esenciales que sostienen, conlleva además que los bosques configuren sistemas multifuncionales por excelencia. Así, más allá de los valores intrínsecos que albergan por su extraordinario patrimonio natural y etnográfico, los bosques ofrecen numerosos beneficios de todo tipo relacionados con la salud y el bienestar de las personas.

En la práctica totalidad de las Comunidades Autónomas que constituyen el Estado español, así como en el conjunto de la Unión Europea, los bosques, y los sistemas forestales en el sentido más amplio, representan los ecosistemas más ampliamente distribuidos y diversos. Este hecho comporta tanto la existencia de una riqueza única como el reto de planificarla y gestionarla adecuadamente, para garantizar la conservación de sus valores y la maximización de los servicios que ofrece.

Esto no resulta nada sencillo en el contexto presente, en el cual gran parte de los bosques se ven sometidos a dos tendencias opuestas en función de sus características y ubicación, como son la intensificación de los usos o el abandono de la gestión, ambos con resultados negativos para la conservación de los hábitats y la biodiversidad si no existe un manejo adecuado. El desafío al que nos enfrentamos es colosal en todas sus facetas, ya que consiste, a grandes rasgos, en transformar los bosques jóvenes, homogéneos y frágiles que predominan en la actualidad en bosques maduros, diversos y resilientes ante el cambio global.

En este marco, la conservación de los escasos rodales maduros que restan en nuestro país y continente, adquiere todavía una mayor transcendencia. A su interés por los hábitats y especies únicos que albergan, hay que añadir su interés como referencia de una estructura y funcionalidad hacia la cual debería tender la planificación y gestión de buena parte de nuestros bosques. Hay que conservar los retazos de bosque más maduro, sin duda, pero esto no resulta suficiente, ya que es necesario incorporar criterios para incrementar la madurez del conjunto de los ecosistemas boscosos para asegurar la conservación de los procesos desde la escala de rodal a la de paisaje.

Los espacios naturales protegidos configuran una amplia red donde ensayar respuestas pioneras e innovadoras ante los retos de conservación. Además, muchas de estas áreas han sido declaradas precisamente por su gran representatividad de ecosistemas forestales y, a menudo, por contener remanentes de bosques

maduros. A pesar de la protección y la gestión específica que significan las áreas protegidas, un elevado porcentaje de los bosques presentan un estado de conservación desfavorable, como muestran, por ejemplo, las evaluaciones periódicas vinculadas a la Red Natura 2000.

La conservación de los rodales más maduros constituye uno de los objetivos prioritarios de muchos de estos espacios, que han desarrollado numerosas iniciativas relacionadas con las distintas líneas de acción que es necesario poner en marcha. Destacamos tres por su relevancia. La primera, la identificación de estos rodales y su caracterización pormenorizada para entender su estructura y dinámica, y poder definir así los parámetros de referencia vinculados a la madurez. La segunda, el análisis y la divulgación de los múltiples y singulares valores y servicios de estos bosques, que van, evidentemente, mucho más allá de los productos madereros y están relacionados con su interés científico, la regulación de grandes procesos ecológicos o el uso social y los beneficios que representan para la sociedad. Finalmente, en los espacios naturales protegidos se han experimentado de forma preferente nuevas fórmulas de gestión forestal, desde la no intervención en los rodales más maduros, hasta la silvicultura cercana a la naturaleza, pie a pie, para la conservación de los procesos, en masas que requieren un manejo dirigido hacia una mayor madurez. Todo ello a través del trabajo conjunto, como resulta habitual, de gestores de los espacios, expertos del sector forestal, tanto público como privado, propietarios de bosques, científicos y representantes del tercer sector ambiental.

Este bagaje previo ha permitido reunir, en el marco de EUROPARC-España, un grupo de expertos en silvicultura y conservación en el entorno mediterráneo que, a partir del año 2017, intensificó su labor gracias al proyecto LIFE RedBosques. El presente manual recoge las principales reflexiones, experiencias y propuestas de los participantes de distintos ámbitos que han colaborado en el proyecto. Desde el establecimiento de una terminología común y de una metodología para la identificación de rodales maduros, hasta la propuesta de criterios de gestión de estos rodales y, en general, de gestión forestal con el objetivo de incrementar la madurez de las masas a distintas escalas.

Estamos al inicio del año 2020, un verdadero hito para las políticas de conservación nacionales e internacionales, ya que se deben revisar —y fortalecer, a la vista de los exiguos resultados obtenidos hasta ahora— los principales instrumentos estratégicos. Al mismo tiempo, muchas políticas forestales están siendo replanteadas, otorgando un mayor peso a la conservación y a sus beneficios para la sociedad; por ejemplo, en el contexto europeo se demanda una intensificación de la acción para proteger y restaurar los bosques del conjunto del planeta. En el caso concreto de la conservación de los bosques maduros, son muchos los territorios, a escala

regional, española y europea, que están apostando decididamente por la creación de redes de rodales maduros, una acción básica e indispensable.

A nivel interno de EUROPARC-España, en 2020 finaliza nuestro Programa de trabajo «Sociedad y Áreas Protegidas». El grado de consecución de sus objetivos está siendo evaluado como punto de partida para el futuro trabajo de los miembros, conjuntamente con nuestros aliados estratégicos, para diseñar el nuevo programa de acción. Los nuevos paradigmas en la conservación de los bosques es un tema transversal a la práctica totalidad de las líneas del programa, como los servicios de los ecosistemas, la transferencia de la investigación a la gestión o los nuevos modelos de gobernanza y financiación. Resulta obvio que los resultados del grupo de trabajo que aquí presentamos constituirán un elemento de gran valor para definir nuestras futuras acciones prioritarias.

La publicación de este manual se produce, pues, en un momento idóneo, ya que realiza aportaciones clave en un ámbito en el que existen numerosas lagunas que podrían dilatar y/o debilitar las necesarias decisiones que hay que tomar urgentemente para avanzar en la conservación de nuestros bosques y de manera especial de los más maduros, auténticas joyas de nuestro patrimonio natural, fuente de salud y bienestar social. Estoy convencido que resultará una herramienta indispensable para todos, desde los gestores de los espacios naturales protegidos hasta los responsables de políticas estratégicas, para poder afrontar los grandes desafíos de conservación. No lo demoremos más.

Carles Castell  
Programa Sociedad y Áreas Protegidas 2020  
EUROPARC-España



Algunos tipos de bosques muy escasos como las tileras, se refugian en los rincones más inaccesibles.  
Tilera del Barranco del Gisbert en Mosqueruela (Teruel). Autor: Emili Martínez i Ibartz

## Resumen ejecutivo

Los bosques primarios, es decir, aquellos que han evolucionado sin intervenciones humanas son hoy extremadamente escasos en Europa, y especialmente en la región mediterránea. Sin embargo, de forma local aún pueden encontrarse rodales con cierta madurez y con una baja huella humana.

Por su extremada escasez, por su complejidad y por la biodiversidad que albergan, la identificación y conservación de los últimos retazos de bosque maduro es objeto de gran interés tanto en el ámbito científico, como en las políticas de conservación. El proyecto LIFE RedBosques ha desarrollado las herramientas para la identificación de rodales maduros, dando pie a que muchas comunidades autónomas hayan iniciado el proceso de identificación de los mismos, que se integrarán en una Red de Rodales de Referencia de ámbito nacional.

En este documento se aporta una exhaustiva revisión del conocimiento científico sobre la madurez forestal y sus diferentes acepciones, se explica la madurez forestal en el contexto del ciclo silvogenético y se sintetizan las características más significativas y observables en todos los bosques maduros (Capítulo 2). Entre ellas destacan la existencia de pies con una edad cercana al límite impuesto por su longevidad, la existencia de huecos en el dosel que permite la regeneración de especies tolerantes a la sombra, la existencia de importantes cantidades de madera muerta —en pie y en el suelo en variados estados de descomposición—, una marcada diversificación vertical, y la ausencia de intervenciones antrópicas, o en su defecto, que éstas hayan dejado de realizarse hace décadas.

Las especiales características estructurales de los bosques maduros son el hábitat de gran número de especies altamente especializadas, que no tienen cabida en las fases más jóvenes del bosque y quedan por ello restringidas a los rodales más maduros. La escasez de este tipo de situaciones de madurez hace que la biodiversidad forestal relacionada con fases senescentes del bosque se encuentre muy amenazada. Se revisa en el documento la importancia de los rodales maduros para diferentes grupos: aves, quirópteros, coleópteros saproxílicos, flora vascular, líquenes y hongos.

Los últimos rodales maduros constituyen los hábitats forestales de mayor naturalidad disponibles, y por tanto, son un valioso elemento de comparación, por lo que pueden considerarse «rodales de referencia» para cada uno de los tipos de bosque. El Capítulo 3 desarrolla este carácter de referente de los rodales maduros,

en especial bajo la perspectiva de su utilidad para la evaluación del estado de conservación de los hábitats de interés comunitario, que impone la Directiva Hábitats.

El Capítulo 4 traslada los conceptos anteriores al ámbito de la gestión forestal, proponiendo un modelo de gestión que asegure el mantenimiento o recuperación de atributos de madurez, tanto en bosques con objetivos de conservación como en montes productivos. Para ello se contempla, dependiendo de la situación de partida, la no intervención en los rodales maduros, la gestión destinada a incrementar ciertos atributos de madurez en montes con objetivos de conservación, o un modelo de gestión productiva compatible con ciertos atributos de madurez. Finalmente se proponen algunas de las técnicas de la ordenación de montes y la selvicultura que, convenientemente orientadas, pueden ser utilizadas para promover algunos de los atributos ligados a la madurez de las masas forestales, y que permitirían obtener unos bosques más diversos y más resilientes al cambio climático.

Las recomendaciones del manual se ilustran en el Capítulo 5 con cuatro casos de estudio que corresponden con diferentes alternativas de gestión: no intervención en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, gestión de la madera muerta para incrementar la diversidad de coleópteros saproxílicos en el Parc Natural del Montseny, selvicultura compatible con la madurez en fincas privadas del Parc Natural dels Ports, y mejora de la diversidad estructural en masas de repoblación de pino carrasco en Zaragoza.

El manual se completa con un glosario donde se definen de forma concisa los términos más utilizados en el documento, y una relación de las referencias científicas y técnicas citadas a lo largo del texto.



A pesar de que los encinares son muy comunes, las situaciones de madurez son muy poco frecuentes. Carrascal del Plano, en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. Autor: Emili Martínez i Ibartz



Por su escasez, los rodales maduros de bosque mediterráneo son singularidades de gran valor. Parque Natural de la Sierra de Espadán. Autora: S.E. Huesca

# 1 Introducción

Los bosques son uno de los ecosistemas más importantes en Europa, por su extensión (la superficie forestal en la Unión Europea cubre 176 millones de hectáreas, lo que representa el 42% del territorio), por su diversidad (se reconocen en la UE hasta 79 tipos de hábitat forestal diferentes), por su gran importancia económica, y por la amplia gama de servicios que proporcionan a la sociedad (European Commission, 2015).

España, por su posición biogeográfica, su geomorfología y la sucesión de eventos paleoclimáticos ocurridos desde el final de Pleistoceno, alberga una diversidad de bosques particularmente elevada: formaciones resultado de climas diferentes, que se han ido entremezclando y sucediendo en el tiempo. Así, los bosques españoles corresponden mayoritariamente con las dos grandes regiones biogeográficas de la península; la mediterránea y la eurosiberiana, pero a ellos deben añadirse, además de la macaronésica, representantes relictos de climas pasados, de carácter paleotropical o boreoalpino, entre otros (García Antón *et al.*, 2002).

La superficie actual de bosque en España alcanza 27,7 Mha que ocupan el 54,8% del territorio nacional (European Commission, 2015), y que se corresponden con 27 tipos diferentes de hábitat forestales considerados de interés comunitario. Hayedos, abetales y robledales característicos de la Europa templada, bosques caducifolios y marcescentes de quercíneas como melojares o rebollares, quejigares, pinares mediterráneos, bosques esclerófilos de encinas o alcornoques, acebuches o algarrobos, formaciones más o menos abiertas como sabinares o enebrales, junto con bosques de ribera, los bosques macaronésicos y otros ligados a situaciones peculiares, como canchales o barrancos, conforman un mosaico diverso y complejo.

Los tipos de bosque que encontramos hoy se formaron en el último periodo interglaciar, pero fueron modificados por los cambios climáticos del Holoceno, y muy en especial por la acción humana. Los bosques europeos cuentan una historia antiquísima de uso, que puede rastrearse en los registros polínicos hasta 8.000 años BP. El uso antrópico del paisaje, que se hizo generalizado hace unos 1.000 años, modeló los bosques en varias direcciones. La principal modificación de muchos bosques consistió en la selección positiva de ciertas especies del dosel, hasta llegar a hacerlas dominantes. Se obtuvieron así bosques más abiertos, simplificados desde el punto de vista florístico y estructural, entre los que en el contexto ibérico cabe destacar la dehesa, pero también otras formaciones como los sabinares. La actual composición monoespecífica de los pinares ibéricos puede atribuirse

también a este efecto, hasta el punto de que los bosques mixtos serían, en ausencia de manejo, más frecuentes de lo que son en la actualidad (Sainz-Ollero *et al.*, 2017; Sánchez de Dios *et al.*, 2019). La siguiente modificación más importante se debió al aprovechamiento para leña y carbón de los bosques de quercíneas rebrotadoras, en forma de monte bajo. La consecuencia ha sido una drástica simplificación estructural, la conformación de masas estrictamente monoespecíficas, con una muy escasa capacidad de persistencia y recuperación a largo plazo (García Antón *et al.*, 2002).

A estas modificaciones debe añadirse la eliminación de la gran diversidad de grandes herbívoros (y sus depredadores) que durante los periodos interglaciares poblaron el continente europeo, y que sin duda condicionaban fuertemente el paisaje vegetal, pero que durante el Holoceno fueron paulatinamente eliminados, y sustituidos por la ganadería (Vermeulen, 2015; Palau, 2020).

Tras la larga historia de uso intenso que los apartó de su estructura natural, en la segunda mitad del sXX se pasa a una fase de brusco abandono del bosque, debido al despoblamiento rural, la sustitución del carbón vegetal por otros combustibles, la drástica reducción de la cabaña ganadera extensiva, y la pérdida de rentabilidad de algunos de los principales aprovechamientos del monte (MAGRAMA, 2014). Desde entonces la superficie forestal ha crecido sustancialmente en toda Europa, tanto por la colonización de tierras agrícolas y pastos abandonados, como por una política muy activa de repoblación forestal desde finales del s. XIX a mediados del s. XX (especialmente en España).

Como resultado, actualmente la mayor parte del territorio forestal se encuentra cubierto por bosques jóvenes o rejuvenecidos, generalmente muy homogéneos tanto en especies como en estructura de edades, que son especialmente vulnerables a perturbaciones como el fuego o las plagas, más aún en el actual contexto de cambio climático. Los bosques inalterados son excepcionalmente escasos, en torno al 5% en el conjunto de la UE (European Commission, 2015), y mucho menos en el ámbito mediterráneo.

Una parte sustancial —casi un tercio— de la superficie forestal española se encuentra dentro de la Red Natura 2000. Esto, además de resaltar la importancia de los bosques para la conservación de la biodiversidad, implica el compromiso de mantenerlos en un estado de conservación favorable. Sin embargo, las últimas evaluaciones publicadas por la Comisión Europea (informe 2007-2012) señalan que la mayor parte de los bosques europeos se encuentran en un estado de conservación desfavorable.

La conservación de bosques en todas las fases de su desarrollo, desde bosques jóvenes a rodales maduros o senescentes es imprescindible si se quiere asegurar su conservación a escala regional. Por lo tanto, es esencial la identificación y

preservación de los últimos rodales en los que los procesos ecológicos clave operan libremente, ya que son los últimos modelos que pueden servir como referencia. Asimismo, hay que tener en cuenta que algunos rodales senescentes son el último refugio de taxones en riesgo de extinción.

Además, estos últimos rodales maduros permiten identificar las características estructurales más directamente ligadas con la madurez, proporcionando claves para una selvicultura que imite los procesos naturales, y permita mantener en el monte estructuras o elementos propios de las situaciones más maduras (Keeton, 2006; Tíscar, 2006), manteniendo un estado de conservación favorable en el conjunto de masas forestales.

### **1.1. Qué ofrece este manual**

El presente manual es el resultado de las reflexiones y aportaciones de un amplio conjunto de profesionales, tanto del ámbito científico como de la gestión de áreas protegidas y la gestión forestal, en torno a la necesidad de mejorar el conocimiento sobre bosques maduros en el ámbito mediterráneo. Los contenidos que aquí se exponen son el resultado del trabajo iniciado en 2013 por el grupo de trabajo de bosques de EUROPARC-España, continuado después gracias al proyecto LIFE RedBosques. Los contenidos del manual han sido extensamente debatidos en el grupo, y puestos en común en varios seminarios en los que participaron gestores de espacios protegidos y de montes de toda España.

Estos foros ayudaron a fijar una terminología común en torno a los bosques maduros en el ámbito mediterráneo (Parc Natural dels Ports, noviembre 2017), a la identificación de buenas prácticas de gestión (Parque Natural Sierra Norte de Guadalajara, noviembre 2018) y a la discusión de una primera propuesta de criterios para la gestión de la madurez forestal (Paisaje Protegido Pinares de Rodeno, mayo 2019).

Como resultado de los trabajos del grupo, se ha desarrollado una metodología para la identificación de rodales maduros. Su aplicación sobre el terreno ha permitido comenzar a conformar una Red de Rodales de Referencia de ámbito nacional.

De forma previa a la elaboración de este manual, se identificaron 27 casos demostrativos de gestión forestal con objetivos de promoción de la madurez, que se incorporaron a la base de datos de acciones de conservación de EUROPARC-España ([wikiconservacion.org](http://wikiconservacion.org)).

Los criterios propuestos en el grupo de trabajo se han llevado a la práctica de forma piloto en el Parc Natural dels Ports, en concreto en la redacción de tres proyectos de ordenación de montes en tres fincas del parque, y la implementación piloto de medidas de gestión para la promoción de la madurez forestal propuestas en estas ordenaciones.

Las conclusiones de los seminarios, las presentaciones realizadas, el material técnico generado para la identificación de rodales así como la herramienta informática «RedBosques», que permite acceder a la red de rodales de referencia, se encuentran accesibles en la web ([www.redbosques.eu](http://www.redbosques.eu)).

Desde esta perspectiva, los objetivos del presente manual son:

- Clarificar los conceptos de madurez forestal, proponer una terminología común y explicar los valores que justifican la identificación y conservación de los rodales maduros.
- Proponer algunos criterios generales para la conservación y gestión de los rodales maduros.
- Mostrar cómo la gestión forestal puede ser orientada hacia una mayor madurez en el conjunto de los bosques de la Red Natura 2000.

El manual está dirigido a los responsables de la planificación y conservación de la Red Natura 2000 y de la gestión de los hábitats forestales incluidos en ella. En España estas competencias se distribuyen entre varios colectivos profesionales, entre los que pueden citarse los técnicos de la administración responsables del diseño y ejecución de planes de gestión y proyectos de conservación en el ámbito de la Red Natura 2000 y los espacios protegidos, así como los técnicos de la administración responsables de la gestión forestal en los montes de titularidad pública, y de la supervisión de la gestión en los montes privados. A estos se suman los técnicos en empresas (en muchos casos públicas) que trabajan para la administración en el desarrollo de la Red Natura 2000.

En España la propiedad privada representa el 70% del territorio forestal. Por lo tanto, el contenido del manual puede ser de utilidad para propietarios interesados en una nueva orientación en la gestión del monte, enfocada a un aprovechamiento alternativo a la madera, al uso social, a la conservación del patrimonio natural, o a la adaptación al cambio climático.

La problemática asociada a los bosques —el uso ancestral, el reciente abandono, los nuevos compromisos de conservación, la dispersión de competencias, la importancia de la propiedad privada— son comunes al conjunto de la UE. En los países mediterráneos el papel del fuego y los efectos del cambio climático son también un denominador común. Por este motivo, aunque desarrolladas en el marco español, las ideas que aquí se exponen pueden ser de interés para abrir una reflexión en un contexto geográfico más amplio.



El aprovechamiento continuado suele conducir a una simplificación de la estructura del bosque. Autor: José A. Atauri



Atributos de madurez forestal en un abetal  
en el Parc Natural del Montseny. Autor: José A. Atauri

## 2 Concepto de bosque maduro

### 2.1. ¿Existen los bosques maduros?

Los «bosques primarios», aquellos que se han desarrollado sin perturbaciones antropogénicas, son hoy extremadamente escasos en todo el mundo. Las mejores representaciones se encuentran en el continente americano, fundamentalmente en bosques templados y boreales de Canadá y Alaska y bosques tropicales en la Amazonia. En Europa cubrían la mayor parte de la superficie al final de la última glaciación, pero el intenso uso del territorio ha conducido a que en la actualidad no existan prácticamente bosques libres de huella humana, salvo en bosques boreales con muy bajo nivel de intervención en Rusia, pequeñas zonas de Escandinavia<sup>1</sup> y algunos enclaves en los montes Urales y los Cárpatos (Bengtsson *et al.*, 2000; Potapov *et al.*, 2008; Sabatini *et al.*, 2018).

En el año 2000 se calculaba que los bosques intactos del planeta ocupaban 12,8 millones de km<sup>2</sup>, un 22% del total de los paisajes forestales. Los bosques intactos se definen como aquellos que teniendo una extensión superior a 500 km<sup>2</sup> están formados por un mosaico de bosques y ecosistemas naturales no forestales, que no muestran signos de actividad humana ni fragmentación de hábitats, y son suficientemente grandes para mantener toda la diversidad biológica nativa, incluyendo poblaciones viables de especies con necesidad de grandes espacios. Se calcula que el área de estos paisajes boscosos intactos disminuyó un 7,2% entre 2000 y 2013 (Potapov *et al.*, 2016).

El manejo selvícola y los usos del suelo han llevado a que en Europa predominen bosques jóvenes y largamente intervenidos: «bosques secundarios». Son aquellos que han sido sometidos a intervención humana, ya sea intensa —mediante corta y plantación por ejemplo— o mediante el aprovechamiento sostenido de sus recursos, incluso mediante intervenciones que buscan la regeneración natural.

La ausencia de bosques primarios no excluye que de forma local existan bosques o rodales en los que una baja huella humana, al menos en lo que a extracción de productos se refiere, permita la evolución del bosque hasta alcanzar una cierta madurez. Los bosques secundarios en los que ha cesado la intervención humana pueden llegar a tener características de madurez propias de los bosques primarios (MCPFE, 2007).

1—<http://www.intactforests.org/data.ifl.html>

Se estima que quedan en Europa entre 15 y 20 millones de hectáreas de bosques con un bajo nivel de intervención antrópica, localizados fundamentalmente en la taiga rusa (Halkka y Lappalainen, 2001), que ocupan únicamente un 5% de la superficie forestal del continente. En la cuenca mediterránea esta proporción es aún menor, puesto que se estima que únicamente el 2% de la vegetación original permanece relativamente inalterada, concentrada en Turquía y Bulgaria (FAO, 2013). En los países de nuestro entorno inmediato la proporción es aún menor: en Francia únicamente el 0,2% de la superficie boscosa corresponde a bosques no alterados, situados en zonas de muy difícil acceso (Barthod y Trouvilliez, 2002).

Por estos motivos, en los últimos años los bosques «viejos» o «maduros»<sup>2</sup> vienen siendo objeto de gran interés, y de una intensa actividad investigadora, aunque el grado de conocimiento varía mucho según las distintas regiones biogeográficas (Burrascano *et al.*, 2013). La mayor parte de la investigación se ha desarrollado en ecosistemas templados y boreales, y en la gran mayoría de los casos caracterizados por un régimen de perturbaciones frecuentes y de poca intensidad. Son muy escasos los estudios de bosques maduros sometidos a grandes perturbaciones (como el fuego) y estos se han realizado en el continente americano, en ecosistemas dominados por coníferas (Binkley *et al.*, 2007; Fiedler *et al.*, 2007; Cortés *et al.*, 2012).

En la cuenca mediterránea puede afirmarse que en la actualidad no se dispone de conocimiento científico suficiente sobre sus bosques maduros, tanto de coníferas como de fagáceas y otras frondosas (Mansourian *et al.*, 2013). Los estudios en ambientes mediterráneos, centrados en Francia e Italia generalmente se refieren a hayedos y abetales. En España, los escasos estudios realizados en este campo se han centrado también en bosques atlánticos o pirenaicos (Antor y García, 1994; Bosch *et al.*, 1992; Gil, 1989; Rozas, 2001, 2004, 2005), y macaronésicos (Fernández y Gómez, 2019).

## **2.2. Los bosques maduros en el contexto de la dinámica forestal: el ciclo silvogenético**

Las propiedades estructurales y ecológicas que caracterizan la madurez forestal deben analizarse teniendo en cuenta el ciclo completo de vida del bosque, un ciclo

2— En la literatura científica se han propuesto multitud de términos, como bosques maduros, vírgenes, naturales, prístinos, etc. La expresión «old-growth forest» es la más utilizada, especialmente en Norteamérica (Wirth *et al.*, 2009), si bien en Gran Bretaña se utiliza también la expresión «ancient forest» o «ancient woodland». La FAO (2012) reconoce hasta 99 términos diferentes bajo el epígrafe «old-growth». Se ha traducido al italiano como «foresta vetusta», al francés como «forêts anciennes» y al alemán como «urwald». En castellano existe hasta la fecha cierta confusión y se ha utilizado tanto la denominación de «bosques maduros» como la de «bosques viejos». En este documento se propone clarificar la terminología en castellano (ver Glosario).

continuo que se reinicia constantemente. En este proceso pueden diferenciarse distintas fases o etapas, caracterizadas por cambios en las estructuras en toda la generación de árboles, desde su nacimiento en ausencia de perturbaciones de importancia, hasta la muerte natural de todos los individuos de la generación inicial. Además, las distintas fases corresponden a diferencias en los procesos ecológicos que tienen lugar en el ecosistema arbolado en cada momento y de los rasgos funcionales de las especies arbóreas presentes (Bauhus *et al.*, 2009) (Figura 1):

- **Fase de claro:** el ciclo se inicia —o reinicia— cuando, tras una perturbación de baja intensidad, por la caída de uno o varios árboles viejos dominantes de grandes dimensiones, se abre un claro de algunos centenares de metros cuadrados, liberando un espacio.
- **Fase de regeneración o rejuvenecimiento:** si el claro es suficientemente amplio, la luz permitirá la entrada de una nueva cohorte de árboles. La regeneración resultante estará condicionada por la intensidad de la perturbación, por el legado biológico superviviente, las características propias del lugar (tipo de suelo, pendiente, etc.) y las condiciones del entorno. En esta fase intervienen especies procedentes del banco de semillas del suelo, individuos supervivientes a la perturbación, brotes de regeneración de las cepas en el caso de especies rebrotadoras, y propágulos procedentes de zonas adyacentes.
- **Fase de ocupación:** tras el establecimiento del regenerado se inicia una ocupación progresiva del espacio, cuya naturaleza dependerá de la densidad del mismo y los rasgos funcionales de las especies instaladas. Los árboles van ganando altura hasta cerrar por completo un dosel por encima del suelo, pero sin llegar a experimentar mortalidad por competencia. El tiempo que transcurre hasta el cierre del dosel dependerá básicamente de la densidad del regenerado y de su tasa de crecimiento.
- **Fase de exclusión:** una vez que se cierra el dosel, la competencia por la luz se acentúa, sobre todo entre el estrato arbóreo y los estratos herbáceo y arbustivo, dando lugar a la eliminación de especies intolerantes a la sombra. Al avanzar el tiempo, también entre el arbolado se establece una fuerte competencia inter e intraespecífica, que lleva a la mortalidad de los individuos que no han alcanzado el dosel superior. Comienza así a aparecer madera muerta —aunque de pequeño tamaño— y con ella un incremento de la diversidad de organismos saprófitos y detritívoros (Franklin *et al.*, 2002).
- **Fase de maduración:** a partir de este momento y durante un largo periodo se entra en una fase durante la cual tiene lugar la diferenciación de clases de tamaño de copas, que se traduce en diversificación horizontal y vertical de la

estructura del rodal, y que da lugar a una notable diversificación de nichos ecológicos (Bormann y Likens, 1994; Carey y Curtis, 1996; Oliver y Larson, 1996; Spies y Franklin, 1996). En esta fase los árboles del dosel superior alcanzan su máxima altura y ancho de copa. Si no se producen perturbaciones intensas, se produce la incorporación al dosel de especies más tolerantes a la sombra, que ocupan alturas inferiores (subpisos).

La mortalidad de algunos de los pies por pequeñas perturbaciones (derribo por viento, nevadas, rayos, pequeños ataques por perforadores, etc.), y el desarrollo en altura de los árboles supervivientes, propician también las condiciones para la instalación de nuevas cohortes de especies con diferente grado de tolerancia a la sombra, dependiendo del tamaño del claro que se genera. El desarrollo de los distintos estratos rellenando pequeños o grandes huecos creados en el dosel, conlleva la diversificación estructural del rodal y, en particular, la ocupación de todo el perfil vertical.

En esta fase, sobre todo como consecuencia del crecimiento de los árboles supervivientes de la generación inicial, se acumula la mayor cantidad de biomasa. Por otra parte, la muerte de algunos de los árboles de la primera generación conlleva la aparición de volúmenes significativos de madera muerta de grandes dimensiones, en pie y en el suelo, y la aparición de comunidades de saproxílicos propios de este tipo de madera.

- **Fase de senescencia:** con el tamaño y la edad de los pies supervivientes aumentan las probabilidades de que se produzcan daños no letales, que generan una gran diversidad de dendromicrohábitats (roturas parciales de copa y ramas, oquedades y heridas en tronco, hendiduras en la corteza, dendrotelmas), y copas más abiertas que permiten mayor entrada de luz permitiendo una mayor diversidad en la estructura vertical. En este momento aparece la mayor diversidad de especies arbóreas propias de las etapas tardías de la sucesión, y árboles de gran tamaño, al límite de su longevidad natural y en fase senescente, lo que acelera la generación de madera muerta de grandes dimensiones tanto en pie, como en el suelo. Estos árboles se mezclan con pies más jóvenes de todas las edades, cuyas copas ocupan todo el perfil vertical. La mortalidad de pequeños grupos de pies contiguos da lugar a un mosaico de claros de muy distintos tamaños que aumentan la diversidad horizontal, y la posibilidad del establecimiento de nuevas generaciones de árboles.

Cada fase tiene una duración distinta si consideramos el ciclo completo: las fases de regeneración y ocupación representan un 10% de la duración total del ciclo, las de exclusión y maduración un 35% respectivamente, y la fase de senescencia un 20% (Bauhus *et al.*, 2009).



**Foto 1.** Regeneración en pequeña perturbación por derribo, en un rodal de *Pinus nigra*. Monumento Natural Palancares y Tierra Muerta (Cuenca). Autor: E. Arrechea

### **2.2.1. Bosque o rodal. La importancia de la escala**

Las diferentes fases del ciclo silvogenético no se dan de forma homogénea en toda la superficie del bosque, sino que debido a la dinámica de huecos, en cada momento diferentes sectores (rodales) del bosque pueden estar en diferentes fases, formando un mosaico.

Por lo tanto no se puede realizar una definición completa del concepto de «bosque maduro» sin tener en cuenta consideraciones a escala de paisaje. Desde este punto de vista, los bosques maduros son aquellos en los que las perturbaciones antrópicas están ausentes y en los que la dinámica natural crea un mosaico de rodales en todas las fases de desarrollo, incluso la senescente.

Esta definición pone de manifiesto la diferencia entre el *bosque*, ecosistema que necesita una superficie suficiente como para que estén representadas todas las fases del ciclo silvogenético, en la que se pueden mantener en el tiempo todos los procesos ecológicos característicos y la consecuente biodiversidad forestal, y los *rodales*, sectores del bosque en la misma fase del ciclo, algunos de los cuales se presentarán en sus últimas fases de maduración o senescencia.

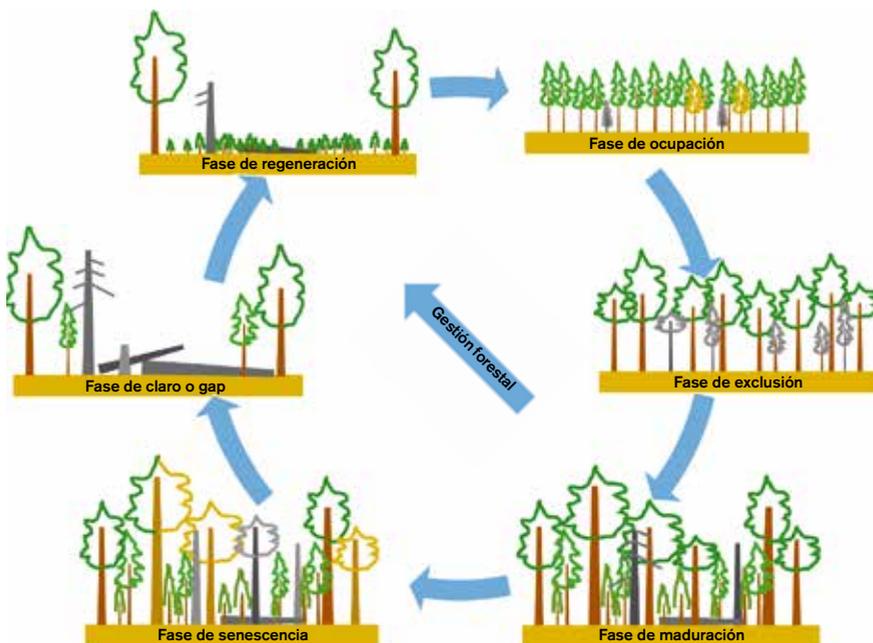
A escala de paisaje, para que pueda hablarse de bosques maduros, debe incorporarse también la escala temporal es decir: el régimen (frecuencia e intensidad) de las perturbaciones naturales (altamente estocásticas) que inducen a cambios drásticos y reinicios más o menos completos del sistema, así como la longevidad de las especies arbóreas que lo componen (Spies y Franklin, 1996; Kneeshaw y Gauthier, 2003). Por ejemplo, las perturbaciones que eliminan la estratificación vertical inducen dinámicas de regeneración muy diferentes a aquellas que no afectan a los estratos inferiores del rodal (Sevilla, 2008).

Esta dinámica puede verse en parte alterada en los ecosistemas en los que ocurren grandes perturbaciones, como los mediterráneos, sometidos a episodios de sequías intensas y caracterizados por el fuego como principal agente renovador. En los sistemas en los que el fuego es una perturbación recurrente, el ciclo se ve frecuentemente reiniciado, dando como resultado un mosaico más complejo a escala de paisaje, mientras que los rodales que alcanzan la madurez presentan menor densidad de árboles viejos, y menor cantidad de madera muerta, así como estructuras en general más abiertas. Cuando el fuego pasa de ser una perturbación frecuente pero de pequeña o mediana intensidad a convertirse en una perturbación a gran escala (como es el caso de los bosques mediterráneos regenerados tras el abandono), las fases de madurez pueden llegar a desaparecer en el conjunto del paisaje (Kaufmann *et al.*, 2007).

### **2.2.2. El ciclo silvogenético y la gestión de los bosques**

El manejo forestal más habitual, dirigido principalmente a la obtención de madera, se basa en aprovechar el bosque cuando aún está plenamente vigoroso, renovando constantemente el sistema e impidiendo que llegue a la senescencia. Por lo tanto, el aprovechamiento forestal causa una transformación importante en las características estructurales del bosque. Básicamente se produce un rejuvenecimiento continuo de la masa forestal, adelantándose mediante diferentes tipos de cortas las perturbaciones que de modo natural provocarían cíclicamente la apertura de huecos de mayor o menor tamaño en el dosel (como derribos, incendios o insectos perforadores), permitiendo ese rejuvenecimiento sin solución de continuidad.

En la terminología forestal, cuando la masa llega a la fase de «fustal alto», que se correspondería al inicio de la fase de maduración descrita anteriormente, es cuando habitualmente se llevan a cabo las cortas de regeneración y por tanto se reinicia el ciclo (Figura 1). De esta manera, nunca se llega a las fases de maduración más avanzadas. Este acortamiento del ciclo natural se argumenta porque la mayor productividad (en términos de producción de madera), tiene lugar en épocas muy tempranas respecto a la longevidad del árbol. De esta forma los turnos de corta varían entre 70



**Figura 1.** Esquema de las fases en el desarrollo temporal de un rodal. La gestión forestal supone la exclusión sistemática de la fase de maduración y senescencia, precisamente las que tienen mayor trascendencia para la conservación de especies amenazadas. Modificado a partir del original en Schwendtner (2014).

y 140 años en especies cuya longevidad natural puede llegar hasta 300 o 500 años. Bausch *et al.* (2009) estima que los bosques gestionados para madera cubren entre el 10 y el 40% del tiempo que duraría el ciclo silvogenético completo.

Acortando el turno, la gestión forestal habitual permite un aprovechamiento sostenido, pero produce una simplificación de la estructura y de la biodiversidad asociada (Franklin *et al.*, 2002; Paillet *et al.*, 2010; Seibold *et al.*, 2019; Thorn *et al.*, 2019). Además, el legado de la gestión forestal va a tener repercusión en la estructura y composición del bosque durante largo tiempo.

### 2.3. Características de la madurez forestal

El estudio de la madurez forestal parte de la premisa de que los ecosistemas arbolados cambian permanentemente y persisten a lo largo de muy prolongados periodos de tiempo debido a la alta longevidad de las especies clave que los conforman: los árboles. Durante este tiempo el ecosistema se desarrolla desde su establecimiento hasta alcanzar un estado de madurez, y de forma paralela cambian su composición, su estructura y su funcionamiento (Franklin y Spies, 1991).



**Foto 2.** Fustal alto de *Pinus pinaster* en el que se han iniciado las cortas de regeneración. Arenas de San Pedro (Ávila). Autor: E. Arrechea

Desde este punto de vista, la madurez forestal puede estudiarse desde tres perspectivas (Hunter, 1989; Wirth *et al.*, 2009; Rotherham, 2011):

- mediante la descripción de las características estructurales y de composición de las especies arbóreas,
- mediante el estudio de los procesos sucesionales que conducen a la etapa madura y que la mantienen, o
- mediante el estudio de sus procesos ecológicos y biogeoquímicos (p. ej. dinámica edafológica, ciclos de nutrientes, producción primaria, acumulación de biomasa).

### Atributos de la estructura de los rodales maduros

Los principales atributos relacionados con el proceso sucesional de maduración y senescencia que pueden ser medidos en campo son:

- **Composición de especies del dosel:** la regeneración por pequeñas perturbaciones da lugar a una estructura de masa irregular, regeneración de especies tolerantes a la sombra, y presencia de varias especies en el dosel. Los rodales maduros típicamente presentan más de una especie arbórea en el dosel.
- **Presencia de árboles excepcionales:** existencia de pies de especies correspondientes a estados sucesionales avanzados, con una edad cercana al límite impuesto por su longevidad, y una edad media del rodal del orden de la mitad de dicha longevidad. Esta avanzada edad se manifiesta en la existencia de un elevado número de pies de grandes diámetros.
- **Complejidad horizontal:** son esperables rodales heterogéneos, con diversidad de diámetros y clases de edad en el dosel. La estima del diámetro normal y el cálculo del área basimétrica permiten cuantificar y comparar con rodales manejados. Característicamente, en los rodales maduros la mayor parte del área basimétrica se concentrará en los pies gruesos.
- **Estratos verticales:** el proceso sucesional conduce a una ocupación total del espacio en la vertical, de modo que en los rodales maduros y senescentes hay estructuras fotosintéticas (follaje) desde el suelo hasta la parte superior del dosel. Se distinguen varios estratos verticales, o bien una estructura irregular pura, con pies de todas las alturas.
- **Madera muerta:** los rodales maduros presentan grandes cantidades de madera muerta de grandes dimensiones, tanto en pie como en el suelo, en diversos estados de descomposición.
- **Aperturas en el dosel:** los bosques maduros no son homogéneos; muy al contrario, presentan frecuentes aperturas en el dosel debidas a la caída de árboles viejos. Un rodal maduro debería ser lo suficientemente extenso y variado como para contener «gaps» o aperturas (fracción de cabida libre). Además, debe verificarse en estos claros el proceso de regeneración de las especies del dosel, con la presencia no solo de plántulas, sino de regenerado en varios estados de desarrollo.
- **Microhábitats:** los árboles gruesos y viejos son más propensos a presentar irregularidades y cavidades debidas a ataques de hongos, heridas, etc. Estas irregularidades constituyen microhábitats de gran variedad (cavidades, descortezamientos, fendas) que alojan a una elevada biodiversidad muy especializada.

La caracterización de la madurez más sencilla es la basada en el análisis de la estructura del bosque a partir de variables dasométricas (p. ej. Franklin y Spies, 1991; Kneeshaw y Burton, 1998). Se basan en la descripción de las distribuciones de edad y de tamaño, y de los patrones de distribución espacial, tanto de árboles vivos como muertos (Wells *et al.*, 1998). Se parte de la asunción de que la estructura de la vegetación se relaciona con los procesos ecológicos —más difíciles de medir en campo— al ser resultado de los mismos. Por tanto los rodales maduros presentan estructuras características, derivadas de la larga permanencia en el tiempo y de una dinámica de pequeñas perturbaciones (Fiedler *et al.*, 2007; Keeton *et al.*, 2010).

En los ecosistemas en los que el fuego tiene un papel relevante estas características se ven en cierta medida alteradas. Cuando alcanzan la madurez, pueden aparecer árboles viejos, pero no siempre de gran tamaño; baja densidad del arbolado, que aparece en distribuciones agrupadas; cantidades modestas de madera muerta ya sea en pie o en el suelo; doseles ligeramente abiertos; alta diversidad y biomasa en el sotobosque y bajo nivel de regeneración arbórea; y ciclos de nutrientes lentos (Egan, 2007; Fiedler *et al.*, 2007; Kaufmann *et al.*, 2007).

A partir de los atributos fundamentales de los rodales maduros, pueden derivarse indicadores que permitan su cuantificación sobre el terreno (Tabla 1). Estos descriptores estructurales habitualmente se complementan con indicadores de la ausencia de intervención antrópica (Gilg, 2005; Lorber y Vallauri, 2007; Mansourian *et al.*, 2013; EEA, 2014; Larrieu y Gonin, 2010; Rossi y Vallauri, 2013), ya que los bosques maduros deben estar sujetos únicamente a perturbaciones autogénicas, sin intervenciones antrópicas, o bien que éstas hayan dejado de realizarse hace décadas. De la consideración conjunta de la integridad ecológica, en este caso representada por la madurez del sistema, y la influencia humana, surge el concepto de naturalidad de los bosques (EEA, 2014).

**Tabla 1.** Ejemplo de valoración de la madurez mediante criterios cualitativos de estructura del rodal desarrollado para el proyecto LIFE RedBosques. Cada indicador añade un punto a la valoración final si cumple el umbral establecido. Se considera que un rodal tiene suficientes indicios de madurez cuando la suma de todos los indicadores alcanza al menos siete puntos.

Criterio	Indicador	Variables de muestreo	Umbral
Composición	Especies arbóreas	Número de especies	≥ 2
Complejidad	Diversidad estructural	Forma de la masa	Irregular
	Estratos verticales	Número de estratos	≥ 3
Senectud	Árboles excepcionales	Diámetro normal (cm)	> Dn. ex*
	Madera muerta en pie	Número de pies de diámetro normal mayor a 17 cm (pies/ha)	≥ 2 pies/ha
	Madera muerta en suelo	Número de piezas de diámetro mayor a 17 cm (piezas/ha)	> 2 piezas/ha
Microhábitats	Microhábitats en pies vivos	Número de tipos distintos	≥ 3
Dinámica	Huecos en el dosel (>100 m <sup>2</sup> )	Número de huecos por caída de árboles	≥ 1
	Regenerado avanzado (2,5 < Dn < 7,5 cm)	Ocupación de regenerado (%)	≥ 5%

(\*) Dn. ex.: Diámetro excepcional, en centímetros, medido como tres veces la altura dominante, expresada en metros

### Prospección e identificación de rodales maduros en LIFE RedBosques

El proyecto LIFE RedBosques tiene entre sus objetivos proporcionar herramientas para la caracterización de los rodales maduros de los diferentes tipos de bosque en España. Para ello, se propone un procedimiento para la identificación de rodales maduros a partir de datos de campo que sigue dos fases sucesivas:

- **Fase 1—Prospección:** en una primera fase puede realizarse una prospección de un área amplia (comunidad autónoma, provincia) con el fin de identificar potenciales candidatos. Se basa en una descripción simple de los principales atributos de madurez a partir de un recorrido sobre el terreno en el que se recopilan indicadores cualitativos o semicuantitativos. Puede cumplimentarse de forma rápida mediante criterio experto. Permite una primera valoración del grado de madurez, que si es suficiente lleva a la Fase 2.
- **Fase 2—Identificación:** una vez seleccionados los rodales candidatos con un nivel suficiente de madurez, se procede a la descripción detallada del rodal mediante variables cuantitativas de la estructura forestal (dasometría, composición de especies y madera muerta) y de la huella humana antigua y reciente. Las variables se recopilan mediante medición en parcelas de muestreo o estima pericial en transectos. Las variables se organizan en una ficha normalizada de forma que sean posibles las comparaciones con otros rodales, y para su posterior tratamiento en la Red de Rodales de Referencia.

Los manuales de procedimiento y formularios normalizados pueden descargarse en: <http://www.redbosques.eu>

## 2.4. Biodiversidad de los bosques maduros

La elevada diversidad biológica de los bosques maduros está estrechamente vinculada a sus especiales características estructurales y procesos ecológicos. La presencia en el espacio y en el tiempo de rodales de todas las fases del ciclo silvogenético crea una gran heterogeneidad que se traduce en una alta biodiversidad a escala de paisaje. A escala de rodal, los rodales maduros y senescentes presentan una diversidad particularmente elevada y característica. Además, la escasez de estos rodales hace que la biodiversidad ligada a ellos haya llegado a hacerse tan escasa que se puede afirmar que la mayor parte de las especies amenazadas del medio forestal se localizan en los rodales maduros.

En las fases más avanzadas del ciclo silvogenético, los procesos ecológicos asociados al crecimiento, senescencia y muerte de grandes árboles provocan la aparición de una enorme variedad de nichos ecológicos asociados a plantas hospedadoras, microhábitats y microclimas, que son ocupados por una biodiversidad muy especializada (Hilmers *et al.*, 2018). Sin embargo, el incremento gradual de la biodiversidad especialista en los bosques maduros también depende de la reserva regional de especies y de su capacidad de dispersión, lo que pone de manifiesto la importancia de la conectividad y la calidad ecológica de la matriz forestal circundante.

Entre los diferentes aspectos estructurales característicos de los bosques maduros, la madera muerta de grandes dimensiones es el que está más directamente relacionado con una biodiversidad especializada. Existe un enorme número de especies de hongos saproxílicos responsables del proceso de descomposición de la madera, líquenes y musgos (Hofmeister *et al.*, 2015), así como de insectos saproxílicos (Gao *et al.*, 2015) que dependen directamente de la existencia de madera muerta.

La madera muerta de grandes dimensiones puede presentar múltiples estados de descomposición y cada uno de ellos constituye el hábitat de una enorme diversidad de taxones especializados en el aprovechamiento de este recurso. Su descomposición libera carbono y los elementos minerales almacenados en la celulosa y la lignina para ponerlos una vez más a disposición de las plantas. Estos elementos son a menudo redistribuidos alrededor de los árboles muertos debido a la acción de los hongos saproxílicos y sus redes miceliales (Simard *et al.*, 2015). La madera muerta también puede actuar como un vivero de plantones de determinadas especies (sobre todo en los bosques con una gruesa capa orgánica), habiéndose comprobado también un efecto positivo de protección de las semillas de árboles frente a patógenos (Lonsdale *et al.*, 2008).

Este complejo hábitat cambia con el tiempo debido al proceso de descomposición y permite hablar de una sucesión asociada a dicha descomposición. A lo largo del

proceso se pasa de especies especializadas en el árbol hospedante, a un estado en el cual pierde importancia la especie concreta de árbol y aumenta la importancia de los tipos de microhábitats disponibles y el estado de descomposición de la madera (Méndez, 2009).

Las especies más escasas (y por tanto frecuentemente amenazadas) aparecen sobre todo en los estados avanzados del proceso de descomposición de la madera, por lo que el mantenimiento de la madera muerta en el monte es particularmente valioso para la conservación de la diversidad saproxílica.

### **Madera muerta, insectos saproxílicos y plagas**

A menudo se atribuye a la mayor cantidad de madera muerta un mayor riesgo de ataques por perforadores. Como consecuencia, la eliminación de la madera muerta ha sido una práctica común en los bosques de toda Europa —se calcula que en los bosques boreales se ha reducido en un 90-98% (Siitonen, 2001).

Las especies potencialmente dañinas para la producción forestal (susceptibles de comportarse como plagas o patógenos en el arbolado sano) son pocas y sólo aquellas que actúan cuando la madera está aún viva.

De la enorme diversidad de insectos ligados a la madera solamente una pequeña fracción —los perforadores minadores del floema (floéfagos) y los barrenadores del xilema— son los que afectan a la madera de árboles vivos, generalmente debilitados (Kërvemo *et al.*, 2017). En España los floéfagos solo afectan a coníferas y pertenecen a una sola familia (*Scolitidae*).

La mayor fracción de la diversidad de insectos saproxílicos no utiliza nunca la madera viva: está formada por descomponedores (que se alimentan, reproducen o refugian en la madera totalmente muerta y no utilizan madera de árboles sanos), por insectos que viven en cavidades con agua permanente, micetófagos (que viven o se alimentan de los hongos descomponedores de madera), detritívoros (dependientes de exudaciones de savia), así como los depredadores, parásitos y necrófagos dependientes de todos los anteriores (Speight, 1989; Alexander, 2008).

Los bosques maduros o en buen estado de conservación tienen una mayor capacidad de resistencia al ataque de los perforadores (Mulok y Christiansen, 1986; Romanik y Cadahia, 1992). Además, la elevada biodiversidad asociada a los bosques maduros tiene como consecuencia la presencia de un mayor número de depredadores de los insectos saproxílicos y por tanto un control más efectivo de sus poblaciones (Kirk y Cowling, 1984; Hunter *et al.*, 1997; Schowalter, 2017; Paine, 2017).

Los perforadores de árboles vivos son especies clave en el ecosistema, que contribuyen a abrir claros en el dosel e incrementar así la heterogeneidad del paisaje forestal (Müller *et al.*, 2008), por lo que forman parte de la dinámica natural de los bosques. Por ello, el mantenimiento en el monte de cantidades apreciables de madera muerta es una de las principales actuaciones de restauración forestal.

La existencia de grandes árboles, junto con árboles muertos en pie —por su papel en la generación de microhábitats indispensables para las especies forestales— también se relaciona con una biodiversidad especializada (Sandström 1992; Carlson

*et al.*, 1998, Camprodon y Plana, 2008; Gao *et al.*, 2015). Los árboles viejos con corteza rugosa y madera muerta en sus troncos y ramas permiten el desarrollo de una diversa flora epífita (líquenes, musgos, lianas, etc.), que a su vez es hábitat de numerosos artrópodos, alimento de las aves insectívoras. De igual forma, la edad avanzada conlleva la aparición de pudriciones: los hongos de pudrición, y los sustratos que generan se convierten también en el hábitat de multitud de artrópodos.

Además, la presencia de grandes árboles con irregularidades incrementa la diversidad de algunas especies que utilizan los huecos para la reproducción o refugio, como aves y murciélagos. Algunas aves que perforan sus nidos precisan también de árboles suficientemente grandes para albergarlos.

La formación de cavidades (huecos, pliegues, etc.) en árboles depende de diversos procesos (infecciones por hongos, ataques por insectos o perforación por pájaros carpinteros, caída de rayos, fuego y caída natural de ramas) que se incrementan y acumulan con la edad y el tamaño del árbol, y por tanto son más frecuentes en rodales viejos (Sandström, 1992; Carlson *et al.*, 1998). La aparición de cavidades en el tronco se da a partir de un cierto diámetro (alrededor de los 30 cm de diámetro normal) y la proporción de árboles con cavidades se incrementa de manera exponencial con el diámetro, hasta el punto que solamente el 5% de los árboles con diámetro normal entre 40-50 cm tiene cavidades, mientras que el 50% de los árboles con diámetro normal entre 70-80 cm tiene cavidades (Flaquer *et al.*, 2007).

Por ejemplo, en el pino silvestre las cavidades se encuentran en ejemplares de 150 años o más (Sandström, 1992); en el caso del haya la probabilidad de que se originen cavidades por malformaciones, podredumbres y heridas se incrementa a partir de las clases diametrales 50-55 cm (Camprodon y Plana, 2007). Dado que el turno de corta está en torno a los 80-120 años, estos árboles son muy escasos o inexistentes en los bosques con aprovechamiento maderero.

Otra característica diferencial de los bosques maduros es la mayor heterogeneidad estructural: una mayor complejidad vertical (varios estratos) y horizontal (aperturas en el dosel), junto con una estructura de edades en el dosel más variada, lo que se traduce en diversidad de diámetros. Esto se relaciona con una mayor biodiversidad, al ofrecer un mayor conjunto de posibles ambientes o micro-hábitats (Vallauri *et al.*, 2010; Hofmeister *et al.*, 2015).

La permanencia en el tiempo de un dosel cerrado explica que los rodales maduros en general contengan una mayor proporción de especies vegetales tolerantes a la sombra (esciófilas), y una mayor diversidad de tipos biológicos, así como un mayor número de especies de organismos saproxílicos y epixílicos (hongos y epífitas) raros o amenazados (Burrascano *et al.*, 2008).

Pero así mismo, la apertura del dosel en las fases más tardías de senescencia por la muerte de árboles, da como resultado procesos de regeneración vegetal abundante y un aumento en el número de especies de plantas vasculares, generalmente especies pioneras poco tolerantes a la sombra. Esta presencia de claros induce a su vez un aumento de la diversidad de artrópodos fitófagos (Seibold *et al.* 2019) —como es el caso de los coleópteros saproxílicos que necesitan fuentes de néctar como alimento en su actividad adulta (*Osmoderma*, *Gnorimus*, etc.)— y un aumento de sus especies depredadoras, algunas de ellas de vertebrados.

Los bosques explotados pueden presentar ricas biocenosis, pero en general las especies presentes se limitan a los taxones menos exigentes. Son los grupos más especializados, como ciertos hongos ligados en general a sucesiones heterótrofas, insectos saproxílicos, algunas aves (pájaros carpinteros), y algunos mamíferos (murciélagos forestales), los que están más claramente ligados a los ambientes propios de bosques maduros (Mikusinski *et al.*, 2001; Drever *et al.*, 2008), por lo que algunos de ellos pueden considerarse indicadores de madurez forestal.

La utilización, por tanto, de los componentes de la biodiversidad como indicadores de rodales maduros o de referencia es una herramienta válida, aunque en general es preciso trabajar a nivel de comunidad o de un conjunto de especies asociadas a elementos de madurez (Speight, 1989). Por ejemplo, en Francia, se ha utilizado un listado de 300 especies de coleópteros saproxílicos para la evaluación del valor biológico y localización de rodales de referencia (Brustel, 2007; Bouget *et al.*, 2008). Sin embargo, cabe preguntarse la eficacia del uso de indicadores biológicos, teniendo en cuenta que un inventario forestal planificado con este objetivo puede ser más simple y dar resultados similares (Grove, 2002; Gao *et al.*, 2015).

La respuesta radica en los elementos o procesos de madurez que se quieren detectar. Por ejemplo, los coleópteros saproxílicos pueden desarrollar un papel más relevante, más allá de ser indicadores generales de madurez, como indicadores de procesos específicos relacionados con la descomposición de la necromasa leñosa. Una información que entraña una gran dificultad técnica y un elevado presupuesto en un inventario forestal convencional. Por ejemplo, la presencia de *Cetonia aurataeformis* u *Osmoderma eremita* es indicadora, aparte de un tipo de microhábitats, de una serie de procesos de descomposición gracias a la acción de las larvas que enriquecen la cantidad de nitrógeno y carbono del suelo (Jönsson *et al.*, 2004; Micó *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2016) y que permiten una sucesión diferente de especies descomponedoras (Ranius, 2002).

A continuación se repasa la diversidad característicamente asociada a los rodales maduros de los principales grupos taxonómicos y su posible uso como indicadores de madurez.



**Foto 3.** Esporófito de *Buxbaumia viridis* sobre un tronco muerto en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Autor: E. Arrechea

### 2.4.1. Hongos

Los rodales maduros presentan una diversidad de hongos particularmente elevada: la cantidad y calidad de la madera muerta, así como el tamaño y tipo de piezas, y también las especies, la edad y el tamaño de los árboles, son atributos estructurales de los bosques que influyen en la comunidad fúngica saproxílica y su riqueza de especies (Nordén y Paltto, 2001; Lassauce *et al.*, 2011). Además, los propios hongos que habitan en la madera modifican la necromasa tanto química como estructuralmente generando nuevos hábitats y recursos alimenticios (Boddy, 2001; Renvall, 1995).

La madera muerta es un sustrato difícil de descomponer. La digestión enzimática de polímeros leñosos resistentes como la lignina y la celulosa se realiza principalmente por los hongos y bacterias saproxílicas, cuyas acciones se complementan con la desintegración mecánica adicional por invertebrados (Keren y Diaci, 2018). Los diferentes tipos de hongos saproxílicos muestran un gradiente de capacidades enzimáticas y se pueden clasificar según los sustratos específicos que digieren y el tipo de compuestos resultantes. En general, la “descomposición blanca” se

refiere a hongos que pueden procesar la lignina, la “descomposición marrón” a los que digieren la hemicelulosa, y la “descomposición blanda” se refiere a los hongos capaces de descomponer la celulosa (Rajala *et al.*, 2015). El que se desarrollen unas u otras especies de hongos depende sobre todo de la temperatura ambiental, del régimen de secado de la madera y de la especie hospedante (Boddy, 2001).

Los hongos saproxílicos de la madera suelen colonizar los árboles vivos y permanecen latentes dentro de la albura, y es cuando éstos mueren o se debilitan (ya sea por ejemplo por sequía, daño en las raíces o supresión de la luz) y el contenido de agua en la albura se reduce, cuando algunos hongos comienzan los procesos de descomposición y a formar cuerpos fructíferos característicos. Posteriormente, la madera es ocupada por otras especies colonizadoras secundarias que continúan el proceso de descomposición. La madera muerta actúa como una fuente de nutrientes disponible continuamente, que puede ser una parte importante de los ciclos de nutrientes del bosque (Arnstadt *et al.*, 2016).

Las interacciones que establecen los hongos con los invertebrados durante este proceso son numerosas. Éstas pueden ser la alteración de su comportamiento —por atracción, repulsión y detención— la mejora del ambiente nutricional —al suavizar enzimáticamente los recursos permitiendo una alimentación más fácil— o la destrucción de compuestos inhibidores en los recursos y la disminución de la relación carbono/nutrientes. Así mismo, los invertebrados intervienen en la propagación, incluido el transporte, la inoculación y la facilitación de la colonización de recursos para los hongos, inducen cambios en la fisiología y el metabolismo de estos organismos, e incluso cambios en la comunidad microbiana (Boddy y Jones, 2008). El desarrollo de estas interacciones durante la evolución de las especies ha convertido muchos organismos en simbioses facultativos e incluso obligatorios (Hatcher, 1995).

La riqueza de especies de hongos se incrementa con los cambios estructurales ligados a la madurez forestal (Lelli *et al.*, 2019). Como descomponedores, los hongos saproxílicos inician procesos de sucesión ecológica que sustentan la biodiversidad forestal, lo que los convierte en organismos forestales muy valiosos.

Se han descrito numerosas especies de hongos de madera muerta y se descubren más continuamente, pero el conocimiento sobre su diversidad o pérdida de especies sigue siendo escaso (Hawksworth, 1991; Runnel y Löhmus, 2017). El uso de técnicas de secuenciación de material genético permite un análisis detallado de la composición de la comunidad y, por lo tanto, puede hacer aflorar una diversidad fúngica hasta ahora oculta que reside en la madera muerta (Hoppe *et al.*, 2016).

#### 2.4.2. Líquenes y briófitos

Los líquenes y los briófitos son organismos altamente sensibles a pequeños cambios ambientales ya que su fisiología está fuertemente acoplada a la humedad, la radiación solar y las condiciones de temperatura, y por tanto son muy útiles para detectar cambios en las condiciones ambientales (Aragón *et al.*, 2015). En general, los líquenes y briófitos que se encuentran en hábitats nemorales como son los bosques con alto grado de cubierta son más sensibles a los cambios ambientales, porque son fuertemente dependientes de la humedad atmosférica y sufren fotoinhibición cuando están expuestos a una mayor radiación solar, por lo que su presencia puede indicar largos periodos de continuidad del bosque con cubiertas cerradas.

La estructura del bosque es el principal factor determinante de la riqueza de especies de líquenes y musgos a escala local (Belinchón *et al.*, 2011), especialmente los epifíticos (Boch *et al.*, 2013). La elevada heterogeneidad, y especialmente la diversidad de especies arbóreas, y la existencia de árboles de diferentes edades y tamaños —tanto árboles muy grandes como árboles de pequeño tamaño— son los aspectos que más contribuyen a la elevada diversidad de estos grupos (Hofmeister *et al.*, 2015). Además a microescala, las características de los árboles determinan también la heterogeneidad y disponibilidad de microhábitats y microclimas adecuados que condicionan la distribución y abundancia de los líquenes epifitos: las más relevantes son la edad y el tamaño de los árboles, y características de su corteza como el pH y la rugosidad (Merinero, 2015).

Por último, la permanencia en el tiempo permite que se desarrolle una comunidad más compleja y completa, ya que la corteza de los árboles muy viejos (de más de 300 años) tiene unas características físico-químicas que no se dan en los troncos más jóvenes, lo que propicia que aparezca una flora líquénica particular de los rodales viejos. Los líquenes epifíticos, y en particular las especies pertenecientes a la alianza *Lobarion*, han sido identificadas como características de bosques con largo período de permanencia y escasa alteración por actividades humanas o perturbaciones intensas (Potenza y Fascetti, 2010; Rose, 1985, 1988), pudiendo utilizarse como indicadores de estas situaciones de alta continuidad ecológica (Rose, 1999; Coppins y Coppins, 2002; Brunialti *et al.*, 2010).

Otro importante hábitat para la diversidad de líquenes y musgos epifitos lo constituye la madera muerta, y en especial la de gran tamaño (Hofmeister *et al.*, 2015), característica también de los bosques maduros. Por todo ello, es normal encontrar que la diversidad de epifitos es menor en bosques sometidos a aprovechamiento que en bosques en los que se mantiene la dinámica natural, así como que bosques sometidos a explotación intensa en el pasado presenten una baja riqueza de estas especies, ya que ésta se recupera muy lentamente (Ardelean *et al.*, 2015; Boch *et al.*, 2013).



**Foto 4.** Joven talo de *Heterodermia speciosa*, una especie rara, indicadora de continuidad ecológica, sobre la base de un haya vieja. Autor: Klaas Van Dort

#### Líquenes epífitos en la Dehesa de Peñalba

La «Dehesa de Peñalba», en el Parque Natural de la Sierra Norte de Guadalajara, es una masa mixta donde predomina el rebollo o melojo (*Quercus pyrenaica*) acompañado de roble albar (*Quercus petraea*), álamo temblón (*Populus tremula*), haya (*Fagus sylvatica*) y acebo (*Ilex aquifolium*).

Se trata de una antigua dehesa con abundante regeneración, con numerosos pies de grandes dimensiones y mucha madera muerta en pie y en el suelo.

El inventario de cuatro grandes pies de rebollo ha ofrecido una lista de 64 especies epífitas: 15 briófitos (12 musgos y 3 hepáticas) y 49 líquenes (incluyendo 2 ascomicetes no liquenizados), entre los que se pueden diferenciar varios grupos de especies, asociados a diferentes microhábitats (van Dort, 2020).

Además de comunidades pioneras sobre las ramas y troncos jóvenes en zonas de corteza lisa y alta intensidad lumínica (*Lecanorion subfuscae*; *Arthonio-Lecidelletea elaeochromae*), la actividad agraria pasada se refleja en la presencia de especies de corteza enriquecida con nutrientes a partir de polvo en suspensión (*Anaptychia ciliaris*, *Physconia venusta*, *Ramalina fraxinea*), así como especies indicadoras de corteza eutrofizada como *Candelaria concolor* y *Physcia adscendens*.

Las especies más interesantes son las que se desarrollan en los troncos de árboles viejos, ya que con el aumento de la edad la corteza se vuelve más rugosa y aparecen briófitos del *Syntrichietum laevipilae*. La mayoría de los líquenes pioneros pueden mantenerse, ocupando situaciones más o menos secas en los troncos de estos árboles viejos, dando lugar a comunidades mixtas ricas en especies. (continúa en página siguiente)

### Líquenes epífitos en la Dehesa de Peñalba (continuación)

En los árboles más grandes y longevos se encuentran especies epífitas sensibles. Las áreas con sustrato higrofítico son ocupadas por grandes líquenes foliáceos con cianobacterias del *Lobarion*. Sobre ellos destaca además la presencia de especialistas de microhábitats raros, entre otros *Gyalecta ulmi* y *Piccolia ochrophora*. Finalmente, la madera muerta en pie (en troncos y ramas muertas) proporciona el sustrato a varios líquenes de cabeza de alfiler. Los extensos tapices de musgos que cubren los troncos gruesos albergan varios líquenes gelatinosos y especies de *Peltigera*.

Además, la Dehesa de Peñalba reviste gran importancia para los líquenes epífitos. Se han encontrado 19 especies amenazadas de líquenes, de las cuales 7 se consideran indicadoras de continuidad ecológica del bosque (Coppins y Coppins, 2002). Las especies características de las comunidades de *Lobarion* —amenazadas a nivel internacional— están bien representadas: *Fuscopannaria mediterranea*, *Heterodermia obscurata*, *Lobaria pulmonaria*, y *Ricasolia amplissima* (antes *Lobaria amplissima*) (Tabla 2).

**Tabla 2.** Especies de líquenes epífitos de especial interés encontrados en árboles viejos de la Dehesa de Peñalba

Especies	Habitat de preferencia	Tipo
<i>Calicium glaucellum</i>	Madera muerta en pie	Liquen cabeza de alfiler
<i>Calicium salicinum</i>	Madera muerta en pie	Liquen cabeza de alfiler
<i>Chaenothecopsis pusilla</i>	Madera muerta en pie	Liquen cabeza de alfiler
<i>Collema nigrescens</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen gelatinoso
<i>Collema subflaccidum</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen gelatinoso
<i>Collema subnigrescens</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen gelatinoso
<i>Fuscopannaria mediterranea</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen escamoso
<i>Gyalecta derivata</i>	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen crustáceo
<i>Gyalecta ulmi</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen crustáceo
<i>Heterodermia obscurata</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen folioso
<i>Leptogium saturninum</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen gelatinoso
<i>Lobaria pulmonaria</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen folioso
<i>Mycocalicium subtile</i>	Madera muerta en pie	Liquen cabeza alfiler
<i>Peltigera collina</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen folioso
<i>Peltigera horizontalis</i> !	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen folioso
<i>Peltigera praetextata</i>	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen folioso
<i>Piccolia ochrophora</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen crustáceo
<i>Ricasolia amplissima</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Cianoliquen folioso
<i>Scytinium lichenooides</i> *	Bosque maduro y árboles viejos	Liquen gelatinoso

(\*) Indicadores de bosque maduro, especies «principales» en la lista NIEC (Coppins y Coppins, 2002)

(!) Especies de interés de conservación regional

### 2.4.3. Plantas vasculares

Los rodales maduros presentan algunos rasgos comunes en lo que respecta a su composición florística. En general contienen una mayor proporción de especies tolerantes a la sombra (esciófilas), debido a la alta cobertura del dosel arbóreo, que no permite un completo paso de la luz a los estratos inferiores (Hermy *et al.*, 1999). Entre ellas, las especies con tendencias nitrófilas tienen menos interés que las no nitrófilas<sup>3</sup> y contienen también una mayor diversidad de tipos biológicos. Es también característica de los bosques maduros, en especial los más húmedos, la presencia de epífitos, geófitos, algunos hemiparásitos y lianas. Se encuentran además con más frecuencia especies con baja capacidad de dispersión y de colonización, lo que es un indicador de la permanencia del dosel del bosque durante un largo periodo (Wulf, 1997; Hermy *et al.*, 1999).

La permanencia en el tiempo de los bosques maduros, que asegura que las condiciones ecológicas se han mantenido estables durante los últimos siglos, determina también una mayor frecuencia de especies relicticas integradas en la composición florística (aquellas que han quedado aisladas de sus poblaciones de origen al cambiar el clima durante las glaciaciones). Para cada territorio estas especies serán diferentes, pues especies que en un área geográfica tienen carácter relictico pueden no tenerlo en otro (Tabla 3).

La falta de etapas maduras y senescentes del bosque en Europa determina que muchas de las especies más estrictamente ligadas a estos ambientes mantengan poblaciones muy bajas, y se encuentren por tanto catalogadas bajo algún grado de amenaza. Por ello en los rodales maduros la proporción de especies muy escasas o amenazadas es a menudo elevada (Wulf, 1997).

A pesar de estas características diferenciales, la evaluación del nivel de madurez de un bosque en función de su composición florística no es una tarea fácil, pues la presencia o ausencia de determinadas especies vegetales no es un dato suficiente para evaluar dicho estado (Rose, 1999). Incluso especies consideradas asociadas a bosques maduros en un determinado lugar pueden aparecer en rodales manejados o incluso zonas abiertas en otras condiciones ambientales (Hermy *et al.*, 1999).

Sería por tanto necesario elaborar listados de especies característicamente asociadas a las etapas de madurez, particularizadas para cada tipo de hábitat forestal y cada región biogeográfica, ya que la composición específica varía con la geología,

3— Así por ejemplo para los bosques del Sistema Ibérico Meridional pueden considerarse como especies esciófilas *Aquilegia vulgaris*, *Arabis turrata*, *Astrantia major*, *Brachypodium sylvaticum*, *Campanula trachelium*, *Carex depauperata*, *Carex digitata*, *Convallaria majalis*, *Elymus caninus*, *Epipactis microphylla*, *Helleborus foetidus*, *Hepatica nobilis*, *Laserpitium latifolium*, *Laserpitium nestleri*, *Lathyrus pisiformis*, *Lathyrus vernus*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Polypodium cambricum*, *Sanicula europaea* y *Vicia sepium*, y como especies escionitrófilas *Alliaria petiolata*, *Geranium robertianum*, *Lapsana communis*, *Moehringia trinervia*, *Mycelis muralis* y *Polygonatum odoratum*.

la topografía, el clima y la historia locales (Rose, 1999). Para valorar el grado de madurez de un rodal dado, será necesario establecer referencias para comparar cada tipo de bosque presente dentro de cada territorio biogeográfico, valorando de forma conjunta los criterios aquí esbozados: composición de especies, proporción de nanofanerófitos y escandentes, dominancia de hábitats arbóreos, cobertura del dosel y presencia de especies relicticas y amenazadas.

**Tabla 3.** Especies relicticas en el Sistema Ibérico Meridional, asociadas a bosques (García Cardo, en prep.)

Especie	Origen	Nivel de disyunción
<i>Actaea spicata</i>	Euroasiática	Alto
<i>Adonis vernalis</i>	Euroasiática	Medio
<i>Astrantia major</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Atropa baetica</i>	Iberonorteafricana	Alto
<i>Betula pendula subsp. fontqueri</i>	Iberonorteafricana	Alto
<i>Campanula latifolia</i>	Euroasiática-Norteafricana	Muy alto
<i>Carex digitata</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Convallaria majalis</i>	Europea	Alto
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	Euroasiática	Alto
<i>Daphne mezereum</i>	Euroasiática	Muy alto
<i>Dictamnus albus</i>	Eurosiberiana	Medio
<i>Epipactis microphylla</i>	Euroasiática	Medio
<i>Euonymus latifolius</i>	Europea, Iranoturaniana y Norteafricana	Muy alto
<i>Laserpitium latifolium</i>	Europea	Alto
<i>Lathyrus pisiformis</i>	Euroasiática	Muy Alto
<i>Lathyrus vernus</i>	Euroasiática	Alto
<i>Lonicera splendida</i>	Bético-Sistema Ibérico	Alto
<i>Monotropa hypopitys</i>	Circumboreal	Medio
<i>Orthilia secunda</i>	Circumboreal	Muy Alto
<i>Potentilla micrantha</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Pyrola chlorantha</i>	Circumboreal	Alto
<i>Quercus petraea</i>	Euroasiática	Alto
<i>Rhamnus catharticus</i>	Eurosiberiana	Medio
<i>Rubus saxatilis</i>	Euroasiática	Muy Alto
<i>Tilia platyphyllos</i>	Euroasiática	Alto
<i>Ulmus glabra</i>	Euroasiática	Medio
<i>Viburnum tinus</i>	Mediterránea	Bajo
<i>Xiphion serotinum</i>	Bético-Sistema Ibérico	Alto

#### 2.4.4. Coleópteros saproxílicos

Los coleópteros saproxílicos, mediante múltiples relaciones con los diferentes componentes de la biodiversidad saproxílica, desempeñan, junto a los hongos, un papel clave en los procesos de descomposición (Geib *et al.*, 2008; Quinto *et al.*, 2012; Ulyshen, 2015, 2016; Zuo *et al.*, 2016).

Tanto la riqueza de especies como la abundancia, están relacionadas con la madurez del rodal (Martikainen *et al.*, 2000; Lassauce *et al.*, 2013), en concreto con el mayor volumen de madera muerta, una mayor heterogeneidad del hábitat (estados de descomposición, tipologías, etc.) y presencia de árboles viejos. En rodales de frondosas, la mayor riqueza de coleópteros responde también a una mayor calidad de los microhábitats (Ranius, 2002), un factor difícil de caracterizar y donde los coleópteros adquieren especial relevancia como bioindicadores. Por ejemplo, en las oquedades de las dehesas ibéricas se ha encontrado una relación entre el volumen y calidad de la materia orgánica de la oquedad y la composición de la comunidad saproxílica de coleópteros y dípteros sírfidos (Quinto *et al.*, 2014).

Existen más de 2.500 especies ibéricas y macaronésicas de coleópteros saproxílicos. Su presencia en prácticamente todos los hábitats forestales y en la mayor parte de los microhábitats de la madera muerta, el mayor conocimiento de su ecología respecto a otros grupos taxonómicos, y la larga experiencia en los métodos de estudio (Økland, 1996; Bouget *et al.*, 2008; Quinto *et al.*, 2014) les convierten en buenos indicadores de los procesos asociados a la descomposición de la madera muerta (Grove, 2002; Lachat *et al.*, 2012).

Por otra parte, cabe destacar que las especies asociadas a elementos de madurez (Russo *et al.*, 2011; Müller *et al.*, 2005; Chiari *et al.*, 2012; Hjältén *et al.*, 2012), a menudo son especies que ocupan áreas geográficas reducidas, relictas o consideradas bajo algún grado de amenaza (Ranius, 2002; García *et al.*, 2018; Nieto y Alexander, 2010; Recalde, 2010), cuya presencia está muy relacionada con la calidad del hábitat, por lo que pueden ser utilizadas para la detección de microhábitats de elevado valor para la conservación.

No obstante, es importante tener en cuenta que la presencia de una especie no tiene por qué ser indicadora de madurez forestal por sí sola. Un ejemplo lo encontramos en *Limoniscus violaceus*, una especie muy amenazada que se desarrolla en cavidades basales en árboles de los géneros *Quercus* o *Fagus*. Se conoce su existencia en tres localidades de la Península Ibérica en rodales maduros (Sánchez y Recalde, 2012), aunque en Francia se puede encontrar en arboles viejos solitarios en paisajes de bocage (Gouix, 2013). Basarse, pues, en la presencia de una sola especie como indicadora de un hábitat forestal maduro puede conducir a errores, aun sabiendo que su presencia nos puede indicar un microhábitat de persistencia a largo plazo. Para los bosques españoles todavía no se ha confeccionado una lista de las especies asociadas a bosques maduros.



**Foto 5.** *Rosalia alpina*, ceramábido considerado Vulnerable por la UICN, ligado a hayedos maduros.  
Autor: CREA

#### **Comunidad de coleópteros saxofílicos del pinar de Villanueva de Huerva (Zaragoza)**

La masa natural de pino carrasco de Villanueva de Huerva, acompañado de encina, y más raramente quejigo, y con matorrales dominados por coscoja y romero, presenta zonas en fases de madurez, senescencia y renovación, contando con una alta cantidad de madera muerta para lo que suele ser habitual en los pinares de esta especie: hasta 38 m<sup>3</sup>/ha, si bien con una alta variabilidad espacial.

Durante un año completo se estudió la comunidad de coleópteros saxofílicos presente en la zona de reserva integral de dicho pinar, de 141,2 ha de superficie. Del total de capturas, correspondieron al grupo funcional saxofílico el 82,4% de los individuos, perteneciente a 35 familias y 167 especies.

De este total de especies que dependen de la madera muerta el 69,2% están consideradas saxofílicas estrictas, sin capacidad para colonizar otro tipo de microhábitats. Dentro de los subgrupos funcionales saxofílicos, aparecieron 40 especies xilófagas, 40 especies xilomicetófagas, 37 especies saprófagas-saxofílicas, 31 especies depredadoras, 10 floeófagas-cambiomófagas y 6 comensalistas.

Por otra parte, se determinaron 147 especies de coleópteros no saxofílicos pertenecientes en su mayoría a grupos funcionales de especies depredadoras y fitófagas, y en menor medida especies detritívoras, rizófagas y frugívoras. Las especies menos representadas pertenecieron a los grupos funcionales de especies coprófagas, comensalistas, acuáticas, mirmecófilas, parásitas y descomponedoras.

Dentro de las especies saxofílicas se recolectaron individuos pertenecientes a 14 especies de 6 familias incluidas en la lista roja de coleópteros saxofílicos mediterráneos, y 28 ejemplares pertenecientes a 12 especies consideradas indicadoras de caracteres de madurez forestal (Tabla 4).

**Tabla 4.** Relación de especies recolectadas en el pinar de Villanueva de Huerva, incluidas en la lista roja de coleópteros saxofílicos mediterráneos, número de individuos y grado de amenaza

(Fuente: Piera y Muñoz-Batet, 2019).

Familia/especie	n°	Grado de amenaza
<b>Bostrichidae</b>	<b>39</b>	
<i>Scobicia pustulata</i>	36	Preocupación Menor (LC)
<i>Xylopertha praeusta</i>	3	Preocupación Menor (LC)
<b>Cerambycidae</b>	<b>11</b>	
<i>Cerambyx miles</i>	2	Preocupación Menor (LC)
<i>Chlorophorus ruficornis</i>	1	Preocupación Menor (LC)
<i>Ergates faber</i>	1	En Peligro (EN)
<i>Hylotrupes bajulus</i>	1	En Peligro (EN)
<i>Penichroa fasciata</i>	5	Preocupación Menor (LC)
<i>Phymatodes testaceus</i>	1	En Peligro (EN)
<b>Cleridae</b>	<b>1</b>	
<i>Thanasimus formicarius</i>	1	En Peligro (EN)
<b>Elateridae</b>	<b>10</b>	
<i>Ampedus talamellii</i>	1	Preocupación Menor (LC)
<i>Lacon punctatus</i>	8	Preocupación Menor (LC)
<i>Melanotus villosus</i>	1	En Peligro (EN)
<b>Erotylidae</b>	<b>3</b>	
<i>Triplax melanocephala</i>	3	Casi Amenazada (NT)
<b>Tetatomidae</b>	<b>1</b>	
<i>Tetratoma baudueri</i>	1	Casi Amenazada (NT)

### 2.4.5. Aves

No puede hablarse de aves exclusivas de bosques maduros, por lo menos en el ámbito mediterráneo, ni de especies concretas indicadoras de madurez, sino que hay que recurrir a grupos funcionales de especies, asociadas a diferentes estructuras propias de los bosques maduros. Desde este punto de vista puede distinguirse entre especies que perforan los árboles para construir sus nidos (pícidos), especies ocupantes secundarios de estas cavidades, (agateadores, trepador azul y rapaces nocturnas forestales), y especies ocupantes de las copas (fundamentalmente páridos).

Existe una relación positiva entre el tamaño del arbolado y la presencia de aves perforadoras (Carlson *et al.*, 1998). La tendencia a ocupar rodales más maduros se cita en los picos, especialmente en pito negro (*Dryocopus martius*), el pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) y el pico mediano (*Leiopicus medius*) (Camprodon *et al.*, 2007). Estas especies prefieren agujeros a gran altura y de pequeño tamaño para librarse de depredadores, y paredes gruesas para conseguir aislamiento, condiciones que sólo pueden ofrecer los grandes árboles (de más de 30 cm de diámetro normal).

La proporción de árboles grandes en un bosque está también asociada con una mayor densidad y variedad de paseriformes ocupantes secundarios de cavidades, en especial el trepador azul (*Sitta europaea*), los agateadores (*Certhia brachydactyla* y *Certhia familiaris*) y el herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*) (Camprodon *et al.*, 2008). Entre ellos, el trepador azul se puede considerar la especie de ave ibérica mejor indicadora de la madurez de los bosques: su abundancia se incrementa con la edad y el grosor del arbolado y la presencia de madera muerta en pie (Camprodon *et al.*, 2007).

Una relación similar se encuentra también con la edad y grosor del arbolado, tanto para las especies más comunes como para especies más escasas en la Península Ibérica, como el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), el papamoscas collarino (*Ficedula albicollis*) y el colirrojo real (*Phoenicurus phoenicurus*) (Wesołowski, 2007). El mochuelo boreal (*Aegolius funereus*), ocupante secundario de cavidades de pícido muestra una tendencia similar por lo que respecta a la selección de rodal para anidar (Mariné y Dalmáu, 2000).

En resumen, los árboles viejos y grandes —de al menos 30 cm de diámetro normal— son un factor determinante para las aves forestales, ya que es en estos ejemplares donde se generan las oquedades que precisan, ya sea por la excavación de nidos de pícidos o por perturbaciones, roturas, etc (Camprodon *et al.*, 2007).

Además, existe una correlación significativa entre la cantidad de madera muerta y la densidad de aves cavernícolas, dado que los grandes árboles muertos en pie son aptos para la nidificación de las aves perforadoras, y con ellas de los ocupantes secundarios de sus huecos (Sandström, 1992, Redolfi *et al.*, 2016).



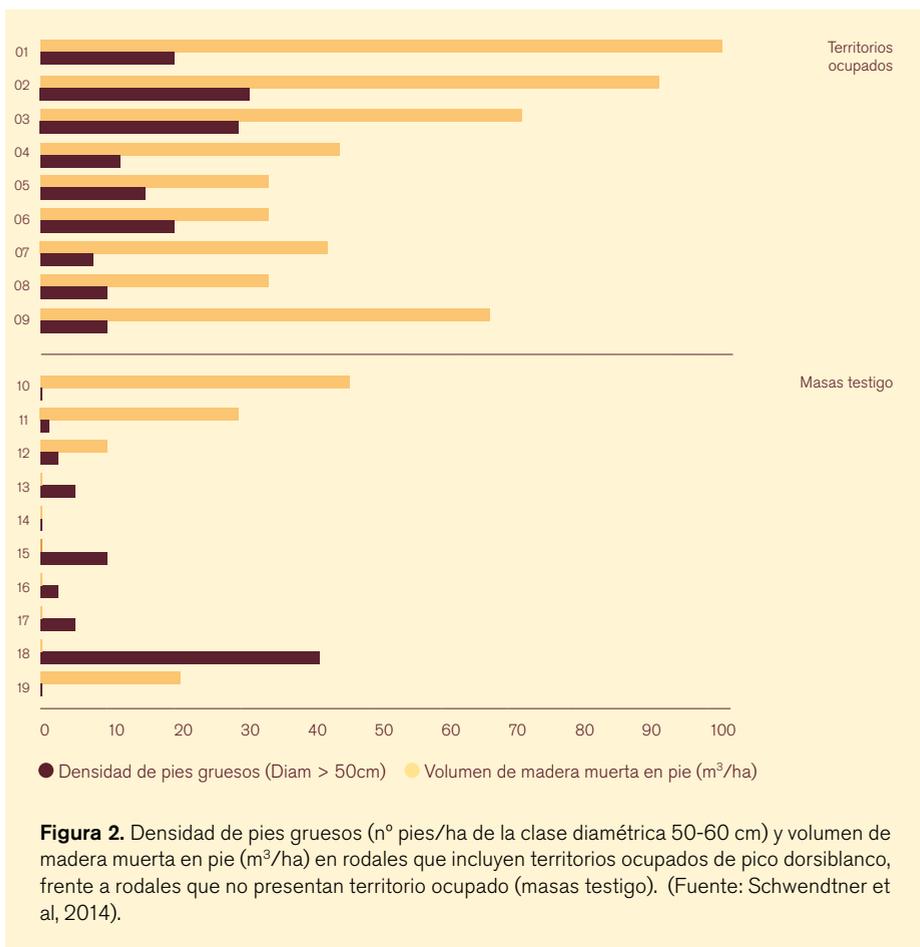
**Foto 6.** Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) portando una larva de coleóptero xilófago, en la entrada del nido excavado en un haya gruesa del Pirineo navarro. Autor: Alfonso Senosiain

### **Madurez forestal y pico dorsiblanco en Montes de Quinto Real (Navarra)**

El pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) es una especie con amplia distribución paleártica. La subespecie *D. leucotos lilfordi* alcanza su límite occidental en nuestro país, aparece tan sólo en el Pirineo occidental y sus estribaciones, donde cuenta con unas 100 parejas, por lo que se considera «en peligro de extinción».

Es una especie vinculada a los hayedos y los bosques mixtos de haya y abeto, estableciendo sus territorios de cría en los rodales en los que se dan ciertas características de madurez. Los estudios realizados en Montes de Quinto Real (Cárcamo *et al.*, 2020) muestran que es necesario un número suficiente de árboles gruesos (un mínimo de 30 pies/ha) que permitan excavar el nido, y un volumen suficiente de madera muerta en pie (al menos 7 m<sup>3</sup>/ha) como fuente de alimento (larvas saproxílicas) en los meses en los que la madera muerta en el suelo puede estar cubierta por nieve. Estos umbrales mínimos se deben presentar de manera simultánea: la abundancia de pies gruesos pero sin madera muerta, o la abundancia de madera muerta en pie pero sin árboles gruesos no garantizan la ocupación del territorio (Figura 2).

Ambos parámetros son dos de los principales descriptores de la estructura de rodales maduros, por lo que esta especie puede considerarse un buen indicador de las situaciones de madurez en bosques dominados por el haya (*Fagus sylvatica*). (Continúa en página siguiente)



### 2.4.6. Quirópteros forestales

La mayoría de las especies de murciélagos utilizan los bosques en algún momento de su ciclo vital, ya sea para cazar, hibernar, como refugio temporal, etc. Sin embargo algunas especies se pueden considerar más íntimamente ligadas a los ambientes forestales, los denominados «forestales estrictos». Dentro de esta categoría pueden incluirse nueve especies de las citadas en la Península Ibérica: el nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*), el nóctulo grande (*Nyctalus lasiopterus*), el nóctulo mediano (*Nyctalus noctula*), el murciélago de bosque (*Barbastella barbastellus*), el orejudo septentrional (*Plecotus auritus*), el orejudo alpino (*Plecotus macrobullaris*), el murciélago bigotudo (*Myotis mystacinus*), el murciélago bigotudo enano (*Myotis alcaethoe*) y el de Bechstein (*Myotis bechsteinii*).



**Foto 7.** Ejemplar de nóctulo gigante (*Nyctalus lasiopterus*), murciélago forestal catalogado como Vulnerable en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Autora: M.S. Redondo

Estos quirópteros forestales dependen muy directamente de la calidad trófica y estructural del hábitat, donde encuentran el alimento y los refugios en los que pasan los periodos de inactividad. Las especies estrictamente forestales cazan en el interior del bosque o en los linderos, y se refugian principalmente en cavidades de los árboles. Sin embargo algunas especies de hábitos fisurícolas o cavernícolas, como el murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus*), el murciélago de Cabrera (*Pipistrellus pygmaeus*), el murciélago ratonero ribereño (*Myotis daubentonii*) y el murciélago ratonero gris (*Myotis nattereri*), también ocupan cavidades en árboles y pueden combinar ambos tipos de refugio en función de su disponibilidad. Son además muy sensibles a las alteraciones del hábitat, lo que les hace muy vulnerables (Vaughan *et al.*, 1997; Grindal y Brigham 1999; Kusch e Idelberger 2005; Flaquer *et al.*, 2007).

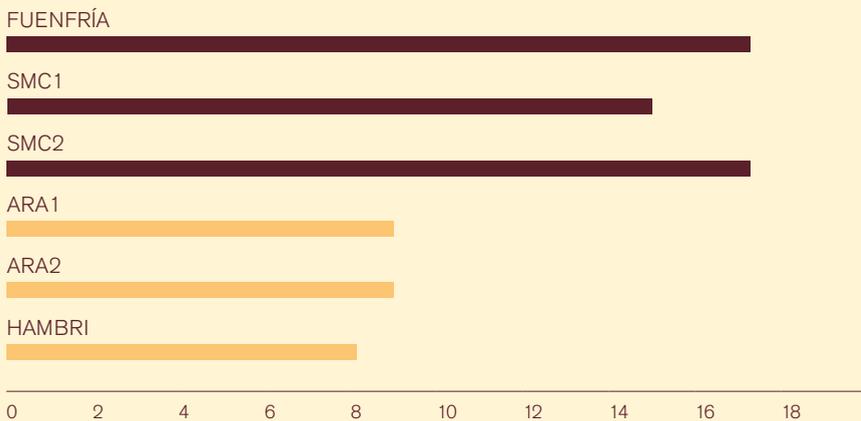
La riqueza de especies de quirópteros forestales y la actividad de las mismas se ha demostrado significativamente mayor dentro de los bosques que en las zonas a su alrededor, y se incrementa con algunos de los parámetros que caracterizan a los bosques maduros (Camprodón *et al.*, 2009). En concreto, bosques con árboles

grandes (más de 45 cm de diámetro normal), estructuras heterogéneas y abundante madera muerta se asocian a los quirópteros forestales de forma preferente. Esta relación tiene que ver con la mayor disponibilidad de refugio (cavidades) que ofrecen tanto los árboles de gran porte como los fustes muertos en pie, junto con una mayor disponibilidad de recursos tróficos (Kunz, 1982; Russo *et al.*, 2004).

### Riqueza de murciélagos en el Monte de Valsaín (Segovia)

En los Montes de Valsaín se han registrado 22 especies de murciélagos (más del 70% de las especies ibéricas), de las que diez son especies catalogadas como vulnerables (de un total de 13 incluidas el Catalogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011) y siete de ellas son especies estrictamente forestales.

En la Zona de Reserva de la Umbría de Siete Picos una experiencia basada en estaciones de bioacústica mostró una riqueza de murciélagos muy superior a la registrada en estaciones control (Figura 3). La estructura del rodal explicaría esta diferencia: gran densidad de árboles excepcionales (22 pies/ha), muchos de ellos centenarios, y gran cantidad de madera muerta en pie (26 m<sup>3</sup>/ha) que ofrecen multitud de refugios a los murciélagos, que son complementados con numerosos claros en el dosel utilizados como zona de alimentación.



**Figura 3.** Número total de especies de quirópteros registradas mediante estaciones de escucha, en tres localizaciones dentro (rojo) y fuera (amarillo) de la Zona de Reserva del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama

## 2.5. Servicios proporcionados por los bosques maduros

Los rodales maduros aparecen casi siempre en montes en los que el aprovechamiento de madera, de leñas, o ganadero ha desaparecido, normalmente porque su rendimiento económico es muy reducido, cuando no negativo; en general no cabe buscar en ellos un beneficio basado en el aprovechamiento extractivo.

Sin embargo, los rodales viejos y maduros representan un valioso patrimonio por la alta y exclusiva biodiversidad que contienen, y revisten un gran interés científico tanto por su escasez, como por la oportunidad que representan para conocer los procesos ecológicos ligados a la dinámica forestal.

Esta gran singularidad de los rodales maduros les aporta un valor propio, son bosques con un carácter netamente diferente, lo que les convierte en potencial fuente de recursos complementarios en montes sin rentabilidad económica actual. Su conservación puede ser interesante para algunos propietarios, especialmente los que tienen objetivos sociales como ayuntamientos o entidades de conservación de la naturaleza. Actualmente es cada vez más importante la función social del bosque, y su aportación al bienestar es uno de los valores más apreciados. Los rodales maduros pueden ser escenarios para el uso público y la sensibilización ambiental, e incluso para la salud (Maller *et al.*, 2008; Castell, 2019).

#### **Uso social en La Mola de Catí**

El monte de la Mola de Catí, con 411 ha, es propiedad del Ayuntamiento de Tortosa (Tarragona). Está formado por una masa de pino laricio y pino silvestre con elementos de madurez, en el Parc Natural dels Ports.

El monte ha sido objeto de aprovechamiento maderero desde tiempos históricos. Sin embargo desde los años 80 este aprovechamiento se ha ido reduciendo, y actualmente el monte tiene un uso eminentemente social, siendo muy apreciado por la población local como lugar de recreo y contacto con la naturaleza.

Actualmente las prioridades del ayuntamiento no son obtener recursos económicos de este monte sino mantenerlo en un buen estado de conservación, y dar a conocer sus valores a la sociedad en general y especialmente a la población local.

Por este motivo el ayuntamiento está promoviendo una nueva gestión forestal orientada a la conservación de los procesos ecológicos de los distintos hábitats forestales existentes, haciendo a la vez hincapié en la importancia de los usos ecoturísticos y la divulgación ambiental, con especial atención a la función del bosque como elemento terapéutico.

Para los propietarios privados, el mantenimiento de rodales maduros puede representar una fuente de ingresos alternativa, mediante aprovechamientos diferentes a la madera que no interfieran con la madurez forestal (setas, trufas, caza), mediante el uso recreativo adecuadamente planificado, o incluso mediante el acceso a ciertas líneas de financiación específicas para la silvicultura con objetivos de conservación.

Pero los bosques en general —y los maduros en particular— proporcionan multitud de servicios que van mucho más allá de su rendimiento económico, ya que son esenciales en la provisión de los denominados «servicios de regulación» que comprenden

aspectos como la protección del suelo, el control del ciclo hidrológico, o la regulación climática, esenciales en el ámbito mediterráneo (Palahi *et al.*, 2008).

En el actual contexto de cambio climático, estos servicios toman especial relevancia y su mantenimiento debe ser una prioridad. El futuro se presenta más cálido, más seco y más variable, y en este contexto los bosques maduros representan una oportunidad en el desarrollo de «soluciones naturales» en la lucha contra el cambio climático.

En primer lugar los bosques maduros cumplen un papel en la mitigación del cambio climático al contribuir a retirar carbono de la atmósfera. Son almacenes de carbono a largo plazo ya que acumulan más biomasa que los bosques jóvenes, y en ellos el carbono permanece inmovilizado en los árboles durante cientos de años (Gunn *et al.*, 2014; McGarvey *et al.*, 2015; Lutz *et al.*, 2018; Luysaert *et al.*, 2008)

Recientemente se han aportado evidencias de que los bosques maduros (de más de 200 años) siguen manteniendo la capacidad de sumideros de carbono (p.e., Harmon *et al.*, 1990, Keeton *et al.*, 2007; Luysaert *et al.*, 2008). Esta capacidad de secuestro de carbono incluso a edades muy avanzadas se atribuye a dos factores. Por una parte a su compleja estructura vertical, y a la combinación de especies con rasgos funcionales complementarios, que hacen más eficientes la intercepción de la luz, la captación de nutrientes y la absorción de agua por las raíces (Stephenson *et al.*, 2014). Por otra, a la capacidad de mantener una tasa de secuestro de carbono por parte del suelo, si se consideran plazos temporales largos (Zhou, 2006; Harmon, 2009).

Desde el punto de vista de la adaptación al cambio climático, la complejidad estructural y la diversidad de especies arbóreas son las características de los bosques maduros que otorgan una mayor resiliencia. La mayor diversidad de especies ofrece más posibilidades de respuesta a los nuevos escenarios climáticos, una mayor resistencia a perturbaciones (Dănescu *et al.*, 2018; Pretzsch *et al.*, 2018; Gustafsson *et al.*, 2019) y menor riesgo de colapso del bosque por posibles perturbaciones debidas a plagas y patógenos (Gross *et al.*, 2014).

En este sentido es determinante que esta diversidad esté formada por especies con rasgos funcionales distintos, lo que confiere mayor capacidad para adaptarse a diferentes factores de estrés. Estos rasgos funcionales incluyen propiedades como la altura, la densidad y estructura de la madera, el tamaño de la semilla, el área específica foliar, la habilidad para rebrotar, el grosor de la corteza, o la profundidad de las raíces (Aubin *et al.*, 2016). Además, la capacidad de adaptación, se ve optimizada si varias especies comparten los mismos rasgos funcionales, para poder mantener la misma diversidad de rasgos en caso de que alguna de las especies se pierda (Messier *et al.*, 2019).

En resumen, la heterogeneidad y diversidad de los bosques maduros les confieren una mayor resiliencia a las perturbaciones, y por tanto mejoran la capacidad de adaptación al cambio climático. Esto convierte a los bosques maduros en modelos o referentes para el conjunto de la matriz forestal transformada, y actualmente muy vulnerable por su gran homogeneidad: los bosques maduros pueden servir de referencia para la silvicultura, favoreciendo en las masas forestales estos elementos de madurez que confieren una mayor capacidad de adaptación.

### **Beneficios económicos de los rodales maduros en el Parc Natural dels Ports**

El declive del sector forestal local y los bajos precios de la madera han condicionado la práctica ausencia de intervención forestal en las fincas del Parc Natural dels Ports (Tarragona) durante los últimos 20 años. La mayor parte de los montes (tanto públicos como privados) han visto como la madera ha dejado de ser el recurso principal. Este efecto está produciendo un cambio en los escenarios productivos de los propietarios de las fincas forestales, que ven cómo los recursos no madereros toman mayor relevancia en las actividades cotidianas de gestión forestal. La situación dibuja un nuevo paradigma para la gestión de las fincas, donde el aprovechamiento de la caza, los pastos y las trufas, sustituye los productos madereros como principal objetivo productivo. Además, las directrices de conservación de la Directiva Hábitats y de la legislación estatal y autonómica, abocan a las fincas a planificar y aplicar criterios y objetivos de gestión orientados a la mejora y mantenimiento de los hábitats.

Gracias a LIFE RedBosques, se han ejecutado algunas actuaciones silvícolas demostrativas en tres fincas privadas del Parque Natural, basadas en la promoción de la madurez y el fomento de la multifuncionalidad del monte, teniendo en cuenta aspectos productivos, protectores y de conservación de la biodiversidad.

El balance económico final muestra cómo la ejecución de algunas de las acciones demostrativas es autofinanciable con los ingresos generados por la venta de la madera extraída (resultante de la aplicación de algunas de las técnicas silvícolas expuestas en el capítulo 4) y el aprovechamiento cinegético del monte. Si a eso se le añadiera la potencial aplicación de instrumentos financieros con objetivos de conservación y adaptación al cambio climático (FEADER) para la compensación por lucro cesante, el balance económico de la silvicultura de conservación sería positivo en todos los casos analizados.



Los bosques sin intervención son valiosos como referencias con las que comparar.  
Hayedo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Autor: E. Vinuales

# 3 Los rodales maduros como referencia

## 3.1. Los bosques maduros en las políticas de conservación

El interés por la conservación de los bosques maduros surgió en Norteamérica en los años 70-80 del siglo pasado, en respuesta a la pérdida de superficie de bosques primarios y a unos modelos de aprovechamiento que ponían en peligro a la biodiversidad, y en especial a especies muy dependientes de rodales viejos. Un repaso de la historia del origen del concepto puede encontrarse en Franklin y Spies (1991).

En Europa el concepto fue rápidamente adoptado, e incluso en España se empezaron a realizar estudios sobre bosques maduros (i.e. Bosch *et al.*, 1992, Antor y García, 1994). La investigación sobre bosques maduros fue en un principio liderada por Francia y países centroeuropeos y escandinavos, a los que en la actualidad se ha sumado Italia de forma relevante.

El otro aspecto en el que se ha avanzado en Europa es en la integración del concepto en las políticas de conservación. Así, en 1995, la Comisión Europea aprobó la COST Action E4: Forest Reserves Research Network con el fin de promover la coordinación y mejorar la investigación en los bosques naturales y seminaturales europeos. Los objetivos eran crear una red europea de reservas forestales, recopilar la investigación en curso, unificar y estandarizar la metodología de la investigación y proporcionar acceso general a un banco de datos central sobre reservas forestales (Parviainen *et al.*, 1999). En la actualidad la UE está desarrollando conceptos como los bosques de alto valor natural (HNV forest areas) o los bosques de alto valor de conservación (EEA, 2014), que en el futuro pueden marcar las políticas de la Unión.

La inclusión de los bosques maduros en las políticas de conservación por los países de la UE es desigual (García Feced *et al.*, 2015). En algunos casos como Italia o Francia (Gilg, 2005; Blasi *et al.*, 2010) se han puesto en marcha, dentro de los programas de conservación de la biodiversidad, la localización y protección de bosques maduros, o de bosques con potencialidad para llegar a serlo.

En España la Estrategia Forestal Española<sup>4</sup> contempla la creación de una Red de Seguimiento Ecológico de los Bosques Naturales, en la que se deberían incluir no sólo los bosques «representativos de bosques viejos (*Old Growth Forest*), sino también los de bosques antiguos (*ancient forest*), categorías ambas relacionadas

4—La Estrategia Forestal Española de 1999 encuentra actualmente en fase de revisión.

con la duración o continuidad del bosque en el sitio y los de los bosques primarios, naturales, seminaturales y secundarios según las categorías relacionadas con el origen de su desarrollo». Para ello la Estrategia remite a un comité formado por las administraciones central y autonómicas, que impulsaría la elaboración de un inventario nacional de bosques naturales, recomendaciones de planificación y gestión, la incorporación de los propietarios a la gestión activa de los montes de la Red y la investigación en las Reservas Forestales. Esos contenidos de la Estrategia no se han desarrollado, aunque hay iniciativas similares en algunas comunidades autónomas.

En este sentido pueden destacarse la creación de reservas integrales en bosques maduros (Muniellos en Asturias; Aztaparreta y Lizardoia, en Navarra), o la inclusión por la UNESCO en la Lista de Patrimonio Mundial del bien «Hayedos primigenios de los Cárpatos y otras regiones de Europa»<sup>5</sup>, en la que se han incluido los hayedos de Tejera Negra (Castilla-La Mancha) y Montejo (Madrid), Lizardoia y Aztaparreta (Navarra) y Cuesta Fría y Canal de Asotín en Picos de Europa (Castilla y León).

Los primeros antecedentes de inventario de bosques maduros en España hay que buscarlos en Cataluña que es donde más se ha desarrollado el estudio, localización y protección de rodales y bosques maduros. Cabe destacar el inventario de los bosques maduros de la comarca de la Garrotxa (ANEGX, 2008), del Parque Natural del Alt Pirineu (Palau y Garriga, 2013), o del Parque Natural del Montseny (Monserrat, 2013), la creación de 58 reservas forestales por la Diputació de Girona (Hidalgo y Vila, 2013) o el Inventario de Bosques Singulares de Cataluña (CREAF, 2011). Estas iniciativas se han ido completando con la prospección de rodales en varias comunidades autónomas, en un proceso dinamizado por el proyecto LIFE RedBosques, que pretende la identificación de una red de rodales de referencia a escala nacional.

### **3.2. Rodales maduros y Red Natura 2000. El estado favorable de conservación**

Casi todas las formaciones boscosas naturales del Estado español (con la importante excepción de los bosques de *Pinus sylvestris* y *Abies alba*) pueden encuadrarse en alguno de los hábitats catalogados por la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats) como «hábitats de interés comunitario» (HIC). En España se encuentran 27 HIC de bosque, que representan un 29% de la superficie forestal estatal (Tabla 5). Los HIC forestales ocupan casi 80.000 km<sup>2</sup>, lo que representa un 58% de la superficie total estatal protegida por la Red Natura 2000.

5— Se trata de una figura internacional, en la que España participa junto a nueve países más: Albania, Austria, Bélgica, Bulgaria, Croacia, Italia, Rumanía, Eslovenia y Ucrania.

### Hacia una red de rodales de referencia

El proyecto LIFE RedBosques tiene entre sus objetivos proporcionar herramientas para evaluar el estado de conservación de los hábitats forestales. Con este objetivo, bajo el impulso y coordinación de EUROPARC-España se pretende el establecimiento de una red de «rodales de referencia» en todo el Estado.

Para ello se ha desarrollado un procedimiento para evaluar los potenciales candidatos a la red. A partir de la agregación y ponderación de una serie de variables medidas en campo, se obtienen tres indicadores: madurez, huella humana e integridad espacial. Aquellos rodales con las mejores puntuaciones pasan a formar parte de la red de rodales de referencia, de ámbito nacional, que una vez completa estará formada por las representaciones de mayor grado de madurez encontradas para cada uno de los hábitats forestales.

Para facilitar la introducción, tratamiento y consulta de los datos, y la comparación de cada rodal identificado con los rodales de referencia correspondientes, se ha desarrollado una base



(\*) <http://redbosques.creaf.cat/redbosques/>

La Directiva Hábitats, y su transposición a la legislación estatal, establecen el compromiso de mantener o restablecer en un «estado de conservación favorable» los tipos de hábitat dentro de su área de distribución natural, especialmente en la red de espacios protegidos creada a tal efecto: la Red Natura 2000.

En general, la mayor parte de los tipos de hábitat de bosque no se encuentran en buen estado de conservación. Las principales presiones identificadas sobre los bosques de la Unión Europea tienen que ver con la repoblación con especies alóctonas, la retirada excesiva de madera muerta, la construcción de infraestructuras y pérdida de conectividad, o las especies exóticas invasoras, que en la región mediterránea se complican con el abandono de las prácticas tradicionales, una excesiva recurrencia

**Tabla 5.** Tipos de bosque de interés comunitario presentes en el Estado español, por región biogeográfica.

<b>91 Bosques de la Europa templada</b>				
9120	Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> ( <i>Quercion-roburi-petraeae</i> o <i>Ilici-Fagenion</i> )	MED	ATL	ALP
9130	Hayedos del <i>Asperulo-Fagetum</i>			ALP
9150	Hayedos calcícolas medioeuropeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i>	MED	ATL	ALP
9160	Robledales pedunculados o albares subatlánticos y medioeuropeos del <i>Carpinion betuli</i>		ATL	ALP
9180	Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del <i>Tilio-Acerion</i> (*)	MED		ALP
91B0	Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	MED		
91E0	Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> ) (*)	MED	ATL	ALP
<b>92 Bosques mediterráneos caducifolios</b>				
9230	Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>	MED	ATL	
9240	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>	MED	ATL	ALP
9260	Bosques de <i>Castanea sativa</i>	MED	ATL	
92A0	Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	MED	ATL	ALP
92B0	Bosques galería de ríos de caudal intermitente mediterráneos con <i>Rhododendron ponticum</i> , <i>Salix</i> y otras	MED		
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos ( <i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i> )	MED		MAC
<b>93 Bosques esclerófilos mediterráneos</b>				
9320	Bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i>	MED		MAC
9330	Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	MED	ATL	
9340	Bosques de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>	MED	ATL	ALP
9360	Laurisilvas macaronésicas ( <i>Laurus</i> , <i>Octoea</i> ) (*)			MAC
9370	Palmerales de <i>Phoenix</i> (*)			MAC
9380	Bosques de <i>Ilex aquifolium</i>	MED	ATL	
<b>94 Bosques de coníferas de las montañas templadas</b>				
9430	Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i> (* en sustratos yesosos o calcáreos)	MED		ALP
<b>95 Bosques de coníferas de las montañas mediterráneas y macaronésicas</b>				
9520	Abetales de <i>Abies pinsapo</i>	MED		
9530	Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos (*)	MED		ALP
9540	Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos	MED		
9550	Pinares endémicos canarios	MED		MAC
9560	Bosques endémicos de <i>Juniperus spp.</i> (*)	MED	ATL	MAC
9570	Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i> (*)	MED		
9580	Bosques mediterráneos de <i>Taxus baccata</i> (*)	MED	ATL	

MED: Mediterránea / ATL: Atlántica / ALP: Alpina / MAC: Macaronésica.

del fuego, o la elevada presión por herbivoría, doméstica o salvaje. Por último, el cambio climático constituye una amenaza global para todas las formaciones forestales, especialmente para aquellas formaciones mesófilas, de distribución restringida o en su límite de distribución, de tamaño insuficiente o muy fragmentadas, o para los bosques de ribera (European Commission, 2015).

El Artículo 1 de la Directiva Hábitats define el estado de conservación de un hábitat como «el conjunto de influencias que actúan sobre éste y sobre sus especies típicas, y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones y a la supervivencia de sus especies típicas». Siguiendo el mismo artículo, el estado de conservación de un hábitat natural se considerará favorable cuando:

- Su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, y
- la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible, y
- el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

Para facilitar la evaluación del estado de conservación se ha propuesto el concepto de «valores de referencia favorables», es decir los valores en términos de superficie ocupada, estructura, funcionamiento y composición de especies típicas que podría considerarse que determinan un «estado de conservación favorable (ECF)» (DG Environment, 2017).

En muchos casos la aplicación de estas definiciones a la realidad dista mucho de ser inmediata. Los valores de referencia relativos a la superficie ocupada por un hábitat pueden estimarse a partir de fuentes de información histórica (cartografía, fotografía, fuentes bibliográficas). Pero para la evaluación de la estructura y función, en muchos casos no existen referencias claras sobre la estructura y funcionamiento que deba ser considerada «favorable». En este sentido, deben señalarse los esfuerzos realizados para compilar el conocimiento existente (VV.AA., 2009) y proponer métodos estandarizados para la evaluación del estado de conservación (Espinoza *et al.*, 2017; Simón *et al.*, 2019).

La evaluación del estado de conservación de un tipo de hábitat determinado se basa en la comparación con un «estado de conservación favorable». De forma general, para un hábitat forestal arbolado su ECF debería cumplir con (Paños, 2018):

- Parámetros superficiales: área de distribución y superficie ocupada óptima.
- Representación de etapas con estructuras maduras o de elevado nivel evolutivo, por ser éstas las que albergan la situación de mayor diversidad ecológica del hábitat tanto en especies como en procesos ecológicos, integradas en un mosaico en el que existan también rodales con diferentes grados de madurez, para asegurar la resiliencia que aporta la heterogeneidad a escala de paisaje.

- Representación de las especies típicas y características del hábitat. Los listados de especies deben ser específicos para cada variante de cada tipo de hábitat.

Dado que la evaluación se hace a escala regional, para un tipo de hábitat dado, el estado más funcional y resiliente a posibles perturbaciones sería un mosaico de paisaje heterogéneo, con una buena representación de todas las etapas del ciclo silvogenético y de la biodiversidad asociada a ellas (DG Environment, 2017). Por tanto no se entendería un hábitat forestal en estado de conservación «favorable» en el que no estén representadas junto a etapas jóvenes e intermedias, también etapas maduras.

#### **Evaluación del estado de conservación de los bosques de interés comunitario de Castilla-La Mancha**

Con objeto de dar cumplimiento a las obligaciones de seguimiento de la Directiva Hábitats, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha ha desarrollado un sistema de evaluación y seguimiento del estado de conservación de los hábitats de interés comunitario a escala regional.

Para la evaluación global del estado de conservación de los bosques, en cada hábitat se recogen parámetros referentes a los ámbitos que la propia Directiva establece: rango y área de ocupación, estructura y función, y perspectivas futuras.

Cada uno de los ámbitos es evaluado de forma cuantitativa mediante una serie de indicadores. La ponderación de las puntuaciones obtenidas en todos los ámbitos permite generar un índice global, que permite una asignación a cada uno de los estados de conservación establecidos en la Directiva Hábitats: «favorable», «desfavorable-inadecuado» o «desfavorable-malo».

Para la evaluación del estado de conservación de la estructura y función de los hábitats forestales, se recopilan mediante muestreo de campo indicadores relacionados con la madurez de acuerdo al procedimiento propuesto por RedBosques, de los que se obtiene un índice estructural (IE; entre 0 y 1) (Tabla 6). El esfuerzo de muestreo depende de la distribución geográfica del hábitat, su rareza, singularidad y valor en la región: para los hábitats con una distribución más amplia se realiza un muestreo en parcelas permanentes, mientras que para los de superficie reducida o muy singulares se realiza un muestreo más intenso, que puede llegar a todas las teselas del hábitat.

**Tabla 6.** Parámetros y criterios utilizados para evaluar la estructura de los hábitats forestales de interés comunitario en Castilla-La Mancha

Parámetro	Criterio	Valor
<b>Cobertura arbolada</b>	Cobertura alta (Trabada) $\geq$ 80%	1
	Cobertura media (Abierta) $\geq$ 50% - 80%	0,5
	Cobertura baja (Clara) $<$ 50%	0
<b>Área basimétrica</b>	$\geq$ 30 m <sup>2</sup> /Ha	1
	de 10 a 30 m <sup>2</sup> /Ha	0,5
	$<$ 10 m <sup>2</sup> /Ha	0
<b>Altura dominante</b>	$\geq$ 2/3 altura máxima de la especie	1
	De 1/3 a 2/3 altura máxima de la especie	0,5
	$<$ 1/3 altura máxima de la especie	0
<b>Número de estratos verticales</b>	2-3 estratos + lianoide	1
	2-3 estratos sin lianoide	0,5
	1 estrato	0
<b>Forma principal de masa</b>	Irregular	1
	Semirregular	0,5
	Regular	0
<b>Existencia de huecos en el dosel superior de copas</b>	Superficie de <i>gaps</i> $\geq$ 10% de la FCC	1
	Superficie de <i>gaps</i> 5 - 10% de la FCC	0,5
	Superficie de <i>gaps</i> $\leq$ 5% de la FCC	0
<b>Existencia de regenerado joven y avanzado</b>	Presencia de regenerado joven y avanzado	1
	Ausencia de alguno de los dos tipos de regenerado	0,5
	Ausencia de regenerado joven y avanzado	0
<b>Distribución de clases diamétricas</b>	Asimetría positiva	1
	Campana de gauss	0,5
	Asimetría negativa	0
<b>Existencia de madera muerta media/ gruesa en pie y en el suelo</b>	Presencia de madera muerta en pie y en suelo	1
	Ausencia de madera muerta en pie o en suelo	0,5
	Ausencia de madera muerta en pie y en suelo	0
<b>Presencia de microhábitats en el arbolado del rodal</b>	Presencia relevante de huecos y cavidades en ramas de $>$ 25cm	1
	Presencia ocasional de huecos y cavidades en ramas de $>$ 25cm	0,5
	Ausencia de huecos y cavidades en ramas de $>$ 25cm	0
<b>TOTAL</b>		0-10
<b>IE: ÍNDICE ESTRUCTURAL</b>		TOTAL/10
<b>Favorable (FV)</b>	<b>Desfavorable inadecuado (U1)</b>	<b>Desfavorable malo (U2)</b>
IE $\geq$ 0,6	0,6 $>$ IE $\geq$ 0,4	IE $<$ 0,4

### 3.3. Rodales de referencia

Actualmente, la mayor parte de los bosques de interés comunitario presentes en España se encuentran en estadios previos a la madurez, mientras que los estadios de transición a la madurez y senescencia son muy escasos, incluso para algunos hábitats se consideran inexistentes. En el caso de la región biogeográfica mediterránea, donde puede considerarse que no existen bosques sin intervención humana, los últimos rodales mantenidos al margen del aprovechamiento, o en los que la dinámica natural se ha recuperado por el abandono, son del mayor interés, como referentes con los que comparar.

Los rodales maduros son los relictos de mayor naturalidad disponibles, y por tanto, son un valioso elemento de comparación por lo que pueden considerarse «rodales de referencia» para cada uno de los tipos de bosque: permiten conocer cuál es la estructura y funcionamiento de los diferentes tipos de bosque en un contexto de no intervención.

Debe tenerse en cuenta, no obstante, que para que un rodal maduro se pueda considerar de referencia, debe ser representativo de situaciones promedio para el tipo de hábitat de que se trate. Dada la gran escasez de los rodales maduros, en muchas ocasiones corresponden con situaciones excepcionales que han favorecido su conservación (pedreras, laderas con mucha pendiente).

La identificación de las características y procesos propios de las etapas maduras del bosque aportan referencias para la conservación de la biodiversidad en el conjunto de las áreas de la Red Natura 2000. Por ejemplo puede aprenderse de los rodales maduros la duración de las distintas etapas del ciclo silvogenético en los distintos tipos de hábitats mediterráneos y climas, el papel de los bosques como sumideros de carbono y su variación con la edad, la proporción de grandes árboles necesaria para mantener poblaciones estables de ciertas especies de fauna y flora de interés, la cantidad de madera muerta en pie y en el suelo y el tamaño necesario para mantener una comunidad estable de fauna saproxílica, las características y cantidad de pies muertos y de madera muerta en descomposición necesarias para incrementar la biodiversidad de ciertos grupos de especies amenazadas, etc.

Pero además los rodales maduros pueden utilizarse como inspiración en los montes objeto de algún tipo de gestión, aportando referencias para una silvicultura que imite los procesos naturales y permita incrementar el valor de los montes en explotación, añadiendo a la madera otros valores muy apreciados por la sociedad.

## Evaluación de rodales de referencia en el proyecto LIFE RedBosques

RedBosques es una aplicación web que permite evaluar la naturalidad de rodales forestales, para su eventual incorporación a la Red de Rodales de Referencia promovida por EUROPARC-España en el contexto del proyecto LIFE RedBosques. Es una herramienta para gestores y científicos de soporte a la toma de decisiones para la gestión forestal y la búsqueda de referentes de alto valor de conservación.

La evaluación de la naturalidad de los rodales es un proceso basado en el cálculo de un amplio conjunto de indicadores agrupados en tres ámbitos diferentes:

- **Madurez forestal:** resultado de la ponderación de los indicadores estructurales y dasométricos medidos en campo,
- **Huella humana:** como resultado de la agregación ponderada de indicadores de usos y aprovechamientos, ya sean antiguos o recientes, e
- **Integridad espacial:** se obtiene a partir de indicadores cartográficos de paisaje (continuidad, conectividad) que describen el contexto forestal donde se ubica el rodal.

La ponderación de las variables en criterios permite asignar un valor entre 0 y 10 a cada uno de los tres ámbitos, y establecer comparaciones tanto con otros rodales de la red del mismo tipo de hábitat (Figura 4), como con el valor promedio en ese tipo de hábitat obtenido a partir del Inventario Forestal Nacional. El resultado permitirá identificar los representantes de cada tipo de hábitat con mayor valor de naturalidad, que puedan ser considerados «rodales de referencia» a escala nacional, tanto para objetivos de conservación en el contexto de la Red Natura 2000 como para la silvicultura en el conjunto del territorio forestal.



Mad: madurez | HH: huella humana | IE: integridad espacial | Comp: composición específica | Compl: madurez | Sen: senectud | MicHab: microhábitats | Din: dinámica | HAnt: huella antigua | HRec: huella reciente | Tam: tamaño | CF: continuidad forestal | EB: efecto borde | Conec: conectividad

**Figura 4.** Ejemplo de comparación de un rodal con los valores del conjunto de rodales.

Acceso a la herramienta RedBosques: <http://redbosques.creaf.cat/redbosques/>



Puesta en luz alrededor de un ejemplar sobresaliente de *Quercus petraea*  
(Roblón de Tremelosa) en el Parque Nacional de Picos de Europa. Autor: L. García Esteban/OAPN

# 4 Gestión de la madurez forestal

## 4.1. ¿Por qué una gestión forestal que promueva la madurez?

La declaración de áreas protegidas con compromisos explícitos de conservación de ciertas especies o hábitats ha tenido como consecuencia la incorporación de criterios de conservación en el desarrollo de la gestión forestal —como por ejemplo zonas de no intervención en el entorno de nidos, paralización de trabajos en época de nidificación, etc.— para reducir las interferencias con especies protegidas como murciélagos, pícidos, urogallo, etc. (p. ej. Jiménez, *et al.*, 2006; Camprodon y Plana, 2007).

Una aproximación más integral a la conservación de los procesos ecológicos responsables de la dinámica forestal es consecuencia de la constatación más reciente de la extrema rareza de los rodales de las últimas fases del ciclo silvogenético, y del valor de la biodiversidad asociada a estos (Mallarach *et al.*, 2013; Schwendtner, 2013; Sabatini *et al.*, 2018). Esto, unido a la evidencia del elevado grado de artificialización de las masas forestales fruto de su aprovechamiento (Schwendtner, 2012), ha llevado a proponer una gestión forestal más respetuosa con estos elementos derivados de la madurez forestal, tanto a través de la protección y no intervención en los escasos rodales maduros, como de la potenciación de la madurez en aquellas etapas avanzadas, e incluso el mantenimiento o promoción de ciertos elementos de madurez en los montes objeto de aprovechamiento comercial (p. ej. Beltrán *et al.*, 2018).

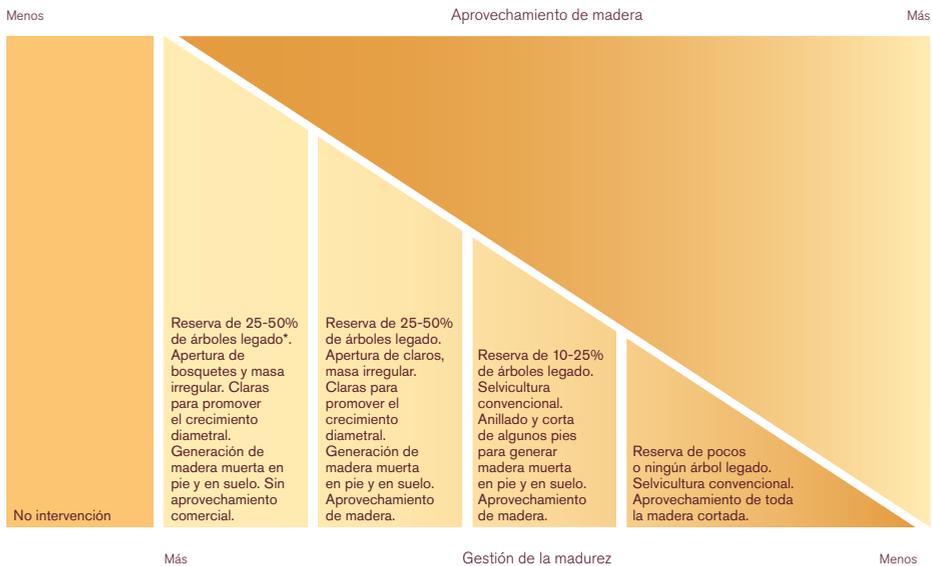
Esta aproximación —que en su momento se llamó «New Forestry»— comenzó a desarrollarse en los años 90 del siglo pasado, en bosques templados norteamericanos (Franklin, 1989; Gillis, 1990; Hansen *et al.*, 1991) y más recientemente comienza a desarrollarse también en el entorno mediterráneo (Glig, 2004; Burrascano *et al.*, 2008; Torras y Saura, 2008; Brunet *et al.*, 2010; Brunialti *et al.*, 2010; Mansourian *et al.*, 2013).

En principio, este tipo de gestión forestal debería ser preceptiva en los montes en áreas protegidas en los que existe un compromiso legal con ciertos objetivos de conservación, como por ejemplo el mantenimiento del estado de conservación favorable de los bosques de interés comunitario presentes en los lugares de la Red Natura 2000.

En los bosques con objetivos explícitos de conservación la selvicultura puede ser una herramienta básica para la gestión. Las técnicas inicialmente ideadas para la obtención de un rendimiento económico sostenido de los montes, pueden reorientarse para promover los valores ligados a los bosques maduros. En términos generales, este tipo de gestión puede mantener o simular procesos ecológicos responsables del desarrollo de las características estructurales propias de las etapas maduras (Bauhus *et al.*, 2009), mejorando así el estado de conservación de hábitats y especies.

Por otra parte, muchos montes —incluso dentro de los espacios protegidos— no tienen un objetivo de conservación prioritario. En estos montes sin esa componente normativa de conservación puede tener sentido también una cierta consideración al mantenimiento de algunas de las características propias de la madurez forestal, de forma compatible con el aprovechamiento en montes productivos, o con la permanencia en los de vocación protectora.

La selvicultura clásica ha considerado que el mantenimiento de estructuras propias de la madurez forestal estaba ligado a un menor aprovechamiento de madera y suponía una pérdida de renta para el propietario. Actuaciones como el mantenimiento de árboles excepcionales, la creación de madera muerta en pie o el mantenimiento de árboles caídos en el suelo, el alargamiento de turnos, o el mantenimiento de cuarteles sin intervención, se asocian a un gradiente creciente de costes para el propietario (D'Amato y Catanzaro, 2005) (Figura 5).



**Figura 5.** Relación teórica entre el gradiente de madurez y el aprovechamiento de madera (D'Amato, y Catanzaro, 2005) (\*árboles que se dejan sin cortar como legado biológico)

Sin embargo, esto puede ser una simplificación excesiva. La evidencia disponible actualmente muestra que algunas de las características de los bosques maduros —como son su mayor diversidad específica y estructural— favorecen una mayor productividad en términos de biomasa (Vilà *et al.*, 2013; Liang *et al.*, 2016; Jactel *et al.*, 2018). En consecuencia, a través de una buena planificación y de modelos selvícolas flexibles es posible compatibilizar el mantenimiento de valores ecológicos ligados a una mayor naturalidad y madurez con un aprovechamiento rentable.

Por otra parte, en algunos lugares, el rendimiento económico basado únicamente en la madera puede no ser una opción realista en un contexto de bajos precios. En ellos la presencia de rodales con elementos de madurez se explica porque la extracción de madera no es rentable desde hace muchos años y la existencia de rodales maduros permite poner en valor el bosque sobre otras premisas. En algunos montes, podrán generarse ingresos a partir de aprovechamientos alternativos (setas, trufas, caza), o mediante la gestión del uso público (en aquellas situaciones en que no suponga un riesgo para la propia madurez del bosque).

La silvicultura orientada a la promoción de la madurez forestal puede promover oportunidades de desarrollo local y poner al alcance de la propiedad algunas herramientas financieras y de apoyo a la gestión a las que de otro modo no tendría acceso. Estas acciones pueden ser financiadas mediante fondos comunitarios destinados a promover la gestión forestal sostenible, por ejemplo, a través de FEADER, siempre y cuando este tipo de medidas estén incorporadas en los correspondientes programas de desarrollo rural.

En otros casos pueden desarrollarse otras fórmulas de compensación por la eventual pérdida de producción mediante acuerdos voluntarios con los propietarios, como la custodia del territorio.

### Custodia del territorio para la conservación de bosques maduros en Cataluña

La Fundació Catalunya-La Pedrera es una entidad privada sin ánimo de lucro, entre cuyos objetivos está la conservación de la naturaleza. Es el mayor propietario privado forestal de Catalunya: tiene en propiedad 7.868 ha en fincas destinadas a la conservación (el 99% está en la Red Natura 2000) y a la sensibilización ambiental (reciben unas 450.000 personas al año).

Además la Fundació persigue mejorar el estado de conservación del territorio mediante la implicación de los propietarios privados. Para ello se realizan acuerdos de custodia del territorio, que permiten desarrollar junto con los propietarios planes de gestión dirigidos a la conservación y restauración de la biodiversidad. En el ámbito de la conservación de rodales maduros, se ha asegurado la pervivencia a medio plazo de algunos rodales singulares, mediante acuerdos para la compra de derechos de tala con 33 propiedades en 205 ha, en periodos que van desde 25 a 40 años (Tabla 7).

**Tabla 7.** Superficie y número de fincas afectadas por acuerdos de custodia con la Fundació Catalunya-La Pedrera, e importe medio por hectárea y año percibido, para cada tipo de bosque.

Tipo de bosque	Nº de fincas	Superficie (ha)	€/ha año
Abetal	3	21,70	33,4
Bosque subalpino	22	120,10	66,4
Hayedo	1	4,50	88,9
Pinar de laricio	7	59,09	80,0



**Foto 8.** Corta de especies exóticas (abeto Douglas, *Pseudotsuga menziesii*) en una "zona de gestión tutelada" del Parc Natural del Montseny. Autor: D. Guinart

### **Custodia del territorio en bosques de ribera del Montseny**

En el marco del proyecto LIFE Tritó Montseny, la Diputación de Barcelona ha promovido contratos de custodia del territorio con propietarios de fincas con presencia del endémico tritón del Montseny (*Calotriton arnoldi*), el anfibio más amenazado de la Europa occidental, que depende totalmente del hábitat natural de pequeños torrentes. Este acuerdo de 20 años de duración, tiene como objetivo principal la conservación del bosque de ribera y para ello se establece una Zona de Gestión Tutelada, siguiendo los torrentes existentes en la finca. El objetivo de gestión es mantener la dinámica natural del bosque de ribera, o bien promover una actividad forestal dirigida a eliminar amenazas y potenciar las especies propias del bosque de ribera maduro.

Finalmente es necesario tener en cuenta que en el contexto actual de cambio climático, con una previsible mayor incidencia de perturbaciones como incendios o sequías, la gestión de estos riesgos y el mantenimiento de la propiedad en un buen estado de conservación puede ser un estímulo para la gestión activa de muchos propietarios que ven más allá del beneficio económico inmediato. Las actuaciones de gestión que promuevan la madurez —tanto el mantenimiento de estructuras propias de la

madurez como la reserva de sectores a dinámica natural— conforman un mosaico forestal más heterogéneo, más diverso, y por tanto más resiliente.

A continuación, se analizan las situaciones en las que tiene sentido aplicar una gestión forestal destinada a promover la madurez, se proporcionan algunos criterios generales y se proponen algunas herramientas de la planificación y gestión forestal útiles para alcanzar estos objetivos.

#### **4.1.1. Gestión forestal en función del grado de madurez**

Las medidas de gestión específicas dirigidas a mantener o incrementar la madurez forestal abarcan un amplio espectro. Una primera medida es la puesta en marcha de actuaciones para la identificación de estos rodales, que en la actualidad son muy poco conocidos. Esta fase consistiría en determinar los límites geográficos de estos rodales y caracterizar su estado de madurez. En una segunda fase se abordaría el desarrollo de medidas de protección apropiadas que garanticen su permanencia (como la declaración bajo figuras legales), y eventualmente la implementación de actuaciones selvícolas, en aquellos casos concretos en que se considere apropiado.

Desde la perspectiva del gestor, del propietario forestal o del responsable de un área protegida, es interesante acotar las condiciones en las que es deseable desarrollar las diferentes opciones de gestión, que en principio deberán depender del grado de madurez de los rodales (Tabla 8):

- **Rodales maduros.** Se trata de rodales no manejados desde antiguo, que han alcanzado las fases finales del ciclo silvogenético, con árboles ya en el límite de su longevidad y en los que se reconoce el conjunto de estructuras asociadas a la madurez.  
De distribución muy reducida en el ámbito eurosiberiano, y muy raros en el mediterráneo.  
En ellos debe dejarse operar a los procesos ecológicos naturales. Una vez identificados, puede ser necesario valorar medidas específicas que garanticen su conservación a largo plazo, y la no intervención es la opción de gestión preferente. Son escenarios para la investigación y el seguimiento, y en ellos puede ser necesaria la regulación estricta del uso público. Las medidas de gestión activa irán destinadas en todo caso a la matriz forestal circundante, para mejorar la conectividad entre rodales maduros y disminuir los riesgos.
- **Rodales en proceso de maduración.** Rodales en fases avanzadas del ciclo silvogenético, en los que no existe aprovechamiento de madera y la huella humana es baja.

Muy escasos en el ámbito mediterráneo, pueden llegar a faltar en algunos tipos de bosque. Normalmente de distribución puntual y restringida. Actualmente en proceso de prospección y caracterización.

Debido al efecto de los usos anteriores pueden faltar algunas de las estructuras propias de estas fases de madurez. Además de las medidas de prospección, identificación y conservación, puede ser aconsejable restaurar los procesos responsables de los elementos de madurez que puedan faltar en el rodal mediante actuaciones selvícolas (por ejemplo, incrementar la madera muerta o la heterogeneidad vertical). Es importante que estas actuaciones obedezcan a objetivos explícitos y fundamentados.

- **Rodales singulares.** Rodales sometidos a ciertas intervenciones humanas que han modificado profundamente su estructura, con abundante arbolado viejo y elevados valores de biodiversidad. A menudo suelen tener también valor cultural (ej. bosques o rodales de trasmochos).

Relativamente abundantes; pueden ser la formación más cercana a la madurez en muchos tipos de hábitat forestal, en especial quercíneas.

En ellos hay algunos elementos de madurez (en especial árboles grandes muy viejos), pero una intensa huella humana. Puede ser aconsejable desarrollar medidas dirigidas a promocionar alguno de los atributos de madurez, por ejemplo en el caso de dehesas en las que ha cesado el uso ganadero. El mantenimiento de los valores culturales puede ser también un objetivo relevante.

- **Resto de masas.** El conjunto de masas forestales, jóvenes o rejuvenecidas por el manejo o por los incendios, sean montes productivos o protectores.

Constituyen la mayor parte de las masas forestales españolas, desde los bosques naturales gestionados hasta repoblaciones o montes bajos de quercíneas, ocupando extensiones continuas importantes.

En este tipo de masas, especialmente en las áreas protegidas, también es posible una gestión dirigida a la restauración de ciertos procesos y elementos propios de madurez que incrementen la resiliencia a las perturbaciones y a una mejor adaptación al cambio climático, incrementando su heterogeneidad y diversidad, y mejorando su estado de conservación.

**Tabla 8.** Medidas de gestión posibles en función del grado de madurez de los rodales.

Tipo de rodal	Características	Objetivos de gestión	Posibles medidas de conservación y gestión
<b>III Maduro</b>	Rodales en etapas finales de madurez, alcanzando la fase de senectud. Grandes árboles muy viejos en el límite de su longevidad, junto con pies muertos, junto con el resto de las características de madurez	Asegurar la dinámica natural	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Delimitación geográfica y caracterización</li> <li>▪ Incorporación a la red de rodales de referencia</li> <li>▪ Declaración bajo figuras de protección específica</li> <li>▪ No intervención. Investigación y seguimiento. Gestión de la matriz forestal como medida de protección (conectividad, riesgos)</li> </ul>
<b>II En proceso de maduración</b>	Rodales con un grado de naturalidad elevada, con atributos de madurez y con una baja huella humana. Sin aprovechamiento extractivo (madera u otros).	Restaurar procesos ecológicos perdidos, favorecer atributos de madurez, completar el ciclo silvogenético	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Delimitación geográfica y caracterización.</li> <li>▪ Incorporación a la red de rodales de referencia</li> <li>▪ Declaración bajo figuras de protección o en instrumentos de planificación (ordenaciones, planes de gestión)</li> <li>▪ Investigación y seguimiento.</li> <li>▪ Medidas puntuales de mejora de algunos atributos de madurez (madera muerta, apertura de claros..).</li> <li>▪ Gestión de la matriz forestal como medida de protección (conectividad, riesgos)</li> </ul>
<b>I Singular</b>	Rodales que presentan algunos atributos de madurez fruto de intervención antigua, especialmente aquellos que más tiempo se tarda en conseguir. Ejemplo de estos casos son dehesas abandonadas o rodales de trasmochos.	Conservar valores culturales, preservar o promover valores ligados a la madurez (biodiversidad)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Delimitación geográfica y caracterización.</li> <li>▪ Preservación de elementos singulares de valor cultural</li> <li>▪ Restauración de procesos y atributos de madurez ausentes por motivos artificiales.</li> </ul>
<b>0 Masas jóvenes</b>	Masas naturales jóvenes o rejuvenecidas por el manejo o las perturbaciones	Mejora de la estructura ligada a la madurez (heterogeneidad, biodiversidad)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Establecimiento de zonas de reserva</li> <li>▪ Identificación y protección de elementos singulares (ej. árboles viejos)</li> <li>▪ Selvicultura compatible con la potenciación de atributos de madurez, incremento de la heterogeneidad y diversidad</li> </ul>
	Masas artificiales (con especies autóctonas) naturalizadas	Mejora del estado de conservación (diversidad, resiliencia)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Identificación y protección de elementos singulares (ej. árboles viejos).</li> <li>▪ Naturalización, incremento de la heterogeneidad y diversidad</li> </ul>

## 4.2. La madurez forestal en la fase de planificación

El primer paso en el que es posible intervenir para mejorar las características de madurez de una masa forestal es en la definición de los objetivos a alcanzar a largo plazo y la forma de lograrlo.

Los objetivos de conservación (que en la Red Natura 2000 son el mantenimiento o recuperación del estado de conservación favorable para los diferentes tipos de hábitat) deben fijarse en primer lugar a una escala de región biogeográfica, o al menos de paisaje. Para ello es preciso considerar el conjunto de tipos de hábitats presentes, su representatividad y estado de conservación a escala regional, de forma que puedan fijarse las prioridades para cada lugar de la red. En algunos casos existirán conflictos entre los compromisos de conservación de hábitats que representan las etapas finales de la sucesión (bosques) y otros que son etapas intermedias mantenidas por la actividad humana (matorrales, pastizales) que será necesario priorizar.

En un territorio dado, para considerar un bosque en buen estado de conservación, debería existir una representación de todas las fases del ciclo silvogenético. De esta forma se asegura no solo la existencia de rodales maduros, sino su eventual reemplazo a lo largo del tiempo. Un bosque en buen estado constará por tanto de claros, rodales jóvenes, rodales en proceso de maduración, y una cierta proporción de rodales maduros o senescentes. Esto no implica que todos los montes (o propiedades) deban tener una representación de rodal maduro, sino que este objetivo debe alcanzarse a escala de paisaje.

Además en esta fase de planificación es esencial considerar también el conjunto de la matriz forestal en torno a los rodales maduros, para conseguir su buen estado de conservación. Así, la planificación debería orientar la gestión en torno a los rodales maduros reduciendo la vulnerabilidad de la matriz forestal a perturbaciones como plagas o incendios, o asegurando su resiliencia ante el cambio climático.

También es importante mantener o restaurar la conectividad entre los rodales maduros, actualmente escasos y a menudo muy distantes, para asegurar la conservación de las especies ligadas a las fases de senescencia. En este sentido muchos de los elementos de la infraestructura verde (hileras de árboles, rodales aislados, incluso árboles viejos) pueden actuar como corredores o puntos de paso para las especies ligadas a los rodales maduros.

Esta planificación dirigida a promover la madurez forestal debe aplicarse a distintas escalas, desde instrumentos de planificación territorial, hasta la planificación detallada a escala de monte y rodal.

### 4.2.1. Escala territorial

Desde una perspectiva territorial es esencial la coordinación de los diferentes instrumentos de planificación que afectan a un mismo territorio, mediante una planificación a escala superior. En el caso de áreas protegidas puede conseguirse mediante la incorporación de criterios generales para orientar la gestión forestal en los instrumentos de planificación, como planes de ordenación de recursos naturales o planes rectores de uso y gestión en los espacios naturales protegidos, o planes de gestión en el caso de lugares Natura 2000. De esta forma se pueden armonizar, por ejemplo, la selección de los rodales de reserva de forma que se agrupen en superficies contiguas para obtener rodales más grandes o con un elevado grado de conectividad.

En esta misma escala operan los planes de ordenación de recursos forestales comarcales. En estos instrumentos se deberían localizar y seleccionar aquellas áreas de bosque donde sea posible instaurar áreas de reserva o zonas de intervención selvícola dirigida al fomento de la madurez. Para ello se deberá analizar el valor intrínseco de las masas forestales incluidas en el territorio planificado, las distintas situaciones de propiedad pública o privada y la posible pérdida de rentabilidad al cesar o modificar la explotación, así como la capacidad legal del plan para modificar las actuales condiciones de gestión.

La decisión de no intervenir en un determinado rodal debería ir acompañada de alguna herramienta que asegure su permanencia a largo plazo. Entre las opciones disponibles cabe mencionar:

- **La declaración formal:** en ocasiones, si se pretende una mayor relevancia o si el rodal no se encuentra en un área protegida, puede ser conveniente el desarrollo de una figura específica de protección, o la declaración bajo alguna de las existentes en la legislación de áreas protegidas (p. ej. monumento natural).
- **La inclusión en la zonificación:** en las áreas protegidas, los instrumentos de planificación permiten diferenciar objetivos de gestión en el territorio mediante la zonificación, por lo que una solución sencilla es incorporar los rodales maduros o en proceso de maduración en las zonas de reserva previstas en el plan de gestión. En estas zonas de reserva se podrán establecer criterios de no intervención y desarrollar una normativa más estricta que en el resto del territorio objeto de planificación, o unas directrices para la gestión, dependiendo del grado de madurez del rodal.

### Decreto 27/2015, de 24 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se regula el Catálogo de árboles y arboledas singulares de Aragón

La selección de arboledas singulares se realiza aplicando un índice que tiene en consideración atributos de madurez, como presencia de árboles de grandes proporciones, presencia de árboles muertos, estructura irregular, presencia de oquedades y de regenerado de especies esciófilas. En estas arboledas se establece un régimen de protección que incluye la eliminación de la tala y la regulación de actividades que puedan afectar a su estado de conservación. Los rodales así declarados hasta la fecha son:

- **Pinar de pino moro.** (*Pinus uncinata*). Poblaciones más meridionales de la especie que, además de aquí, sólo se encuentran en los Alpes, los Pirineos y la Sierra Cebollera.
- **Pinar del pino salgareño en Valdiguara.** (*Pinus nigra*). Rodal de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*, es la variante endémica occidental, frecuentemente mezclado con repoblaciones de *Pinus nigra* subsp. *nigra* (pino laricio).
- **Ribera de Chopo Cabecero.** (*Populus nigra*). Formaciones riparias de chopo negro trasnochados, de gran valor cultural y ecológico por albergar una elevada biodiversidad.
- **Hayedo en El Moncayo.** (*Fagus sylvatica*). Masa pura de haya situada en el Sistema Ibérico. Representa una de las localizaciones más meridionales de esta especie.
- **Pinsapar de Orcajo.** (*Abies pinsapo*). Una rareza fruto de una repoblación realizada a principios del siglo XX, debido a la lejanía de este emplazamiento respecto de su distribución natural y a la abundantísima regeneración que presenta.
- **Sabinar de Olalla.** (*Juniperus thurifera*). Antigua dehesa agropastoral con numerosos ejemplares centenarios (Declarada por Orden DRS/354/2019).

#### 4.2.2. Escala de monte (ordenación forestal)

Los objetivos de conservación de los instrumentos de planificación a escalas comarcal o de espacio protegido pueden concretarse a escala de más detalle, en cada una de las fincas forestales o montes del territorio. En el caso de los sistemas forestales, la herramienta de planificación a escala de finca es el proyecto de ordenación de montes o equivalente. Hay que tener en cuenta que existen montes (principalmente de propiedad pública) con superficies muy amplias, del orden de miles de hectáreas, donde la planificación casi tiene un contenido comarcal.

En primer lugar, y aún en la fase de ordenación, será necesaria la adecuada elección del tipo de silvicultura, que debe poner el énfasis en los procesos que se pretenden simular y que van ligados a las situaciones de madurez, como perturbaciones de pequeña intensidad y alta recurrencia, generación de claros, regeneración natural, senescencia, etc.

Serán preferibles aquellos modelos selvícolas que generen heterogeneidad a escala de rodal o pie a pie, como la silvicultura del árbol individual, la silvicultura próxima a la naturaleza (Tíscar *et al.*, 2015) o la silvicultura de conservación de procesos (Schwendtner, 2007). En su defecto, siempre será preferible evitar tratamientos homogéneos en áreas extensas, dando prioridad a métodos de entresaca frente a aclareos, y éstos frente a cortas a hecho (Serrada, 2016).

### La silvicultura de conservación de procesos

La silvicultura de conservación de procesos ecológicos es un enfoque alternativo a la gestión forestal clásica basado en el conocimiento e imitación de la dinámica de los ecosistemas forestales. Nace a finales de los años ochenta del sXX en Alemania, partiendo de los nuevos conocimientos que se iban teniendo sobre la dinámica de los bosques en Europa (Schwendtner, 2007).

El objetivo de este modelo de silvicultura es conseguir una alta naturalidad tanto de la dinámica natural de cada rodal como de las comunidades presentes de forma natural en el bosque, sin renunciar a la obtención de productos maderables.

Entre otros, la silvicultura de conservación de procesos se basa en los siguientes criterios de gestión:

- En cada monte se identifican parcelas sin intervención, que servirán como referencia para la observación de los procesos naturales que orientarán la gestión de las masas explotadas comercialmente.
- En las masas explotadas comercialmente, la madera muerta debe alcanzar un mínimo del 10% de la madera en pie. Los pies con nidos de rapaces y los pies raros o singulares deben ser respetados.
- Las especies arbóreas que forman parte de la comunidad natural son fomentadas por los tratamientos selvícolas. Se fomenta la regeneración natural a partir de los pies preexistentes, recurriendo solo excepcionalmente a la siembra y plantación artificial.
- Las intervenciones solo se realizan sobre pies de especies no incluidas en la asociación natural o pies de mala calidad que impiden el desarrollo de pies de buena calidad de las especies incluidas en la asociación natural.
- En cada intervención se apean pies individuales o en pequeños grupos creando huecos de 0,25 ha como máximo. El porcentaje máximo de madera en pie a extraer es del 30%, respetando aquellos pies de edad avanzada o con un valor ecológico, económico o estético destacable. Las existencias en pie son como mínimo el 80% de las correspondientes a una masa natural sin intervenciones.
- El seguimiento de la dinámica forestal se efectúa cada 10 años.
- Se evitan las cortas a hecho, las plantaciones monoespecíficas o con especies no presentes en la asociación natural, el empleo de pesticidas, la fertilización, el drenaje de zonas húmedas, las intervenciones en épocas ecológicamente sensibles y la alimentación complementaria de especies cinegéticas.

Algunos aspectos a tener en cuenta en esta fase para incrementar los valores ligados a la madurez forestal son los siguientes (Martín Herrero, 2003):

- **La elección del método de ordenación:** una de las principales características de los bosques maduros es la gran heterogeneidad tanto vertical como horizontal, fruto de una dinámica de pequeñas perturbaciones sostenida en el tiempo. Por ello, deberían elegirse de forma preferente aquellos métodos de ordenación que permitan la integración de objetivos diversos (por ejemplo, mediante su segregación espacial), y que promuevan la heterogeneidad disminuyendo al máximo el tamaño de las unidades de corta. Entre estos métodos, puede destacarse la ordenación por rodales debido a su adaptación a estados de la masa especiales y objetivos específicos singularizados (González *et al.*, 2006; EUROPARC-España,

2013). Se deberían descartar los métodos menos flexibles y que actúan sobre grandes superficies homogéneas, aunque siempre es posible organizar el monte en sectores (tramos), pero aplicando luego unos tratamientos selvícolas que generen una cierta heterogeneidad interna en cada tramo.

- **El método de beneficio:** los montes bajos son estructuras muy antropizadas, que generalmente proceden de sucesivas cortas a matarrasa en masas de especies rebrotadoras, realizadas para obtención de leña. Como consecuencia de turnos muy reducidos presentan muy bajos valores de madurez, gran homogeneidad, así como dificultades de regeneración por semilla (Reque, 2008). Por lo tanto, como norma general, se tratará de mantener o recuperar estructuras de monte alto, para recuperar la dinámica natural del rodal o, al menos, ejecutar cortas heterogéneas como es el caso de los montes bajos irregulares o falsos montes medios.
- **La forma de la masa:** los rodales maduros se distinguen por contener individuos de todas las clases de edad en el dosel. Si se pretende mantener o alcanzar esta estructura, deberían evitarse las masas regulares, siendo preferibles masas irregulares, o al menos semirregulares (Serrada, 2017).
- **La definición del turno:** el concepto de turno se relaciona principalmente con la definición del momento en que el rendimiento es mayor desde el punto de vista de la extracción maderera, por lo tanto, carece de sentido en montes cuyo único objetivo sea la conservación de la biodiversidad, u otros servicios ambientales.

En montes que contemplen objetivos productivos (como objetivo principal o subordinado al de conservación), una forma de permitir una mayor madurez, a la vez de conseguir una producción de productos de alto valor, es dedicar rodales a la producción de madera de grandes dimensiones, mediante la aplicación en ellos de un turno de corta más largo (entre el doble y el triple del aplicado normalmente según criterios de máxima renta en especie) (Tíscar, 2015; Martín Herrero, 2003). A estos rodales, se les denomina en otros países rodales de envejecimiento.

Otra opción es acudir a estructuras de masas con reserva, donde una pequeña proporción de los pies se reserven para ser aprovechados a un turno dos veces superior al turno general, manteniendo así ejemplares añosos y de gran tamaño en el monte.

De esta forma en esos rodales, siempre que presenten una elevada calidad de estación y estén formados por especies longevas (por ejemplo *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*, *Abies alba*, *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. pyrenaica*) se conseguirá una producción de árboles de grandes dimensiones y el inicio de procesos de decaimiento en los mismos (Bauhus 2009), así como una producción de biomasa por hectárea mayor que en el resto del monte, a la par que se mantiene secuestrado mayor cantidad de carbono durante más tiempo.

### Ordenación de montes en el Parc Natural dels Ports (Tarragona)

Dentro del proyecto LIFE RedBosques, se han redactado los proyectos de ordenación para tres fincas privadas en el Parque. Se trata de fincas con objetivos de producción y conservación, cubiertas fundamentalmente por masas mixtas de *Pinus nigra* y *P. sylvestris*, que fueron objeto de un intenso aprovechamiento en el pasado, pero que cesó hace más de 40 años por pérdida de rentabilidad.

Las ordenaciones propuestas se han basado en los conceptos de la «selvicultura de conservación de los procesos», buscando intervenciones de bajo coste económico que simulan procesos ecológicos naturales, y que pretenden obtener madera de calidad en el futuro, junto con un mejor estado de conservación del hábitat, promoviendo algunas características de la madurez forestal como la presencia de madera muerta en pie y en el suelo, apertura de claros o reducción de competencia sobre las especies secundarias del dosel.

- **La definición de cuarteles o rodales de reserva:** sea cual sea el método de ordenación, si se quieren maximizar las características de madurez en el monte o el cuartel, puede permitirse la dinámica natural de algunos rodales, en los que completar el ciclo silvogenético, excluyendo en ellos el objetivo productor y dándoles un carácter de reserva forestal. La no intervención es la opción de gestión en las fases finales de madurez, en las que simplemente se dejan actuar los procesos naturales que han dado lugar al rodal. Pero también puede ser oportuna en rodales en proceso de maduración en las que se opte por dejar operar a los procesos naturales, para lo que será necesario asegurar un marco temporal suficientemente largo.

En el caso de montes suficientemente extensos estos rodales pueden agruparse en un cuartel de reserva que englobe rodales en diversas fases del ciclo silvogenético para permitir el desarrollo libre de los distintos procesos ecológicos que actúan en el ciclo silvogenético.

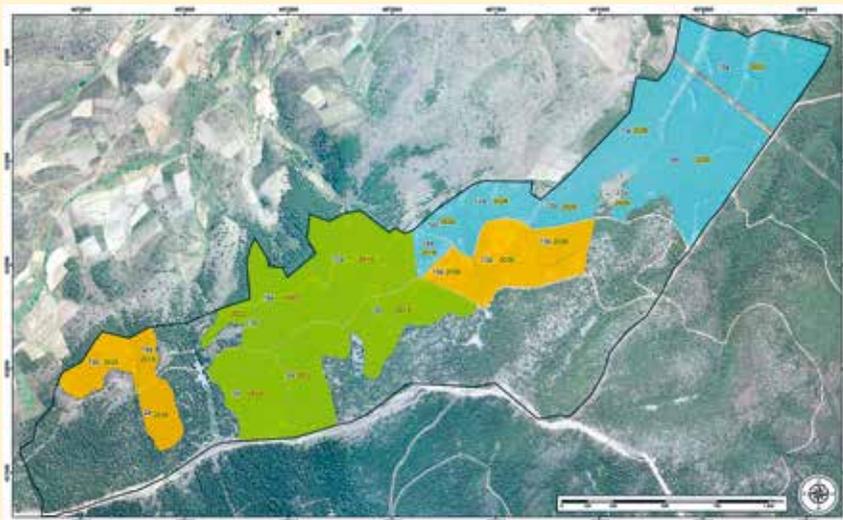
En algunos casos la propia viabilidad económica de los aprovechamientos ha tenido como consecuencia que se eviten los lugares de difícil acceso, lo que ha dado lugar a que muchos rodales o incluso montes funcionen ya como zonas de reserva.

Sin embargo, es importante que las zonas de reserva incluyan también rodales en situaciones ambientales favorables. Estos cuarteles de reserva deberían recoger distintas situaciones del bosque, intentando que estén representadas en ellos distintas fases del ciclo silvogenético (aunque falten los rodales viejos), y representar una superficie significativa del monte.

### Proyecto de Ordenación del MUP 100 «El Pinar» de Codos (Zaragoza)

El monte «El Pinar», de 317 ha de superficie, se encuentra designado LIC, por la presencia de los hábitats de interés comunitario 9340 (Bosques de *Quercus ilex*) y 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos –en este caso *Pinus pinaster*).

Se han delimitado 73 ha de cuartel de reserva (23% del monte). El resto se clasifica como cuartel productor-protector ordenado por rodales, parte de ellos regulares con reserva de 10 pies/ha al final de turno de 120 años (en vez de los 80-90 de las tablas de producción «clásicas») y otros rodales tratados como masa irregular (Figura 6).



**Figura 6.** Plano de actuaciones en el proyecto de ordenación del Monte El Pinar de Codos (Zaragoza). La zona no coloreada conforma el cuartel de reserva del monte

### Zonas de reserva en la ordenación de montes de Navarra

De acuerdo con el Reglamento de Montes que desarrolla la Ley Foral 13/1990, de protección y desarrollo del patrimonio forestal de Navarra, «en los montes catalogados, bien de utilidad pública o bien protectores, al menos un 5% de su superficie será conservada sin actuación humana, sometida a su dinámica natural.» Esta indicación se ha incluido expresamente en los pliegos para la realización de ordenaciones de montes, indicando que el proyecto de ordenación deberá fijar un área de reserva de una superficie mínima de un 5% del total del monte de utilidad pública o protector.

### 4.3. Gestión en zonas de no intervención

En los rodales en los que se pretende que operen los procesos naturales que rigen el ciclo silvogenético, la gestión deberá basarse en la no intervención, y en todo caso dirigirse a evitar las perturbaciones antrópicas que afectan a la estructura del rodal (tratamientos selvícolas de cualquier tipo) y a los procesos de regeneración (ganadería, presión humana).

Por lo tanto, en los rodales destinados a libre evolución se consideran incompatibles todas las actuaciones que impliquen la modificación de los procesos naturales y que supongan la eliminación o la reducción de los atributos ligados a la madurez. En estas áreas debería abandonarse definitivamente la retirada de árboles caídos, muertos en pie o afectados por procesos de decaimiento. La aplicación indiscriminada y sistemática de esta práctica es una de las causas de que rodales donde no se han producido cortas de regeneración durante décadas carezcan de las características propias de la madurez forestal.

En muchos casos esta llamada «limpieza» se aplica en tratamientos selvícolas o mediante la marcación de árboles secos o en decaimiento como leñas vecinales, que en rodales de reserva deberían evitarse. Igualmente se consideran inadecuadas las cortas de policía por plagas o la eliminación sistemática de parásitos como el muérdago sin un análisis detallado de las ventajas y perjuicios tanto ambientales como económicos.

En el caso de que se produzcan perturbaciones naturales (viento, aludes, incendios) el criterio debería ser dejar los árboles caídos en el sitio. Esta madera muerta no debería representar un peligro para el estado sanitario del monte, en especial si las masas forestales circundantes se encuentran en buen estado (Thorn *et al.*, 2019). En todo caso será interesante poner a punto sistemas de seguimiento adecuados para cuantificar su efecto sobre el bosque.

La herbivoría silvestre es un proceso natural, que debe estar presente en los bosques que evolucionan libremente, aunque en densidades altas puede representar un problema para la regeneración del arbolado. En el caso de zonas de no intervención el ganado debería excluirse, mediante cerramientos u otros métodos.

La frecuentación en zonas de reserva debería estar muy restringida, en principio solo para investigación y actuaciones de seguimiento, con el fin de evitar la perturbación antrópica (por ejemplo pisoteo, molestias a fauna, etc). En el caso excepcional de que se realice uso público recreativo, este deberá ser cuidadosamente planificado y dirigido, asegurando la mínima afección al ecosistema.

Las restricciones al uso en los rodales de reserva pueden establecerse en la normativa de los planes de gestión, o en las ordenaciones forestales. Dado que una gran parte de

la superficie forestal es de titularidad privada, la opción más eficaz es siempre llegar a acuerdos con los propietarios de los rodales que se pretende proteger. Las opciones disponibles son variadas, por ejemplo, la custodia del territorio, o la compensación por adquisición de derechos de corta a largo plazo en caso de que suponga pérdida de renta. En este caso debe procurarse asegurar plazos lo más largos posible, preferentemente a perpetuidad.

### **Acuerdos con propietarios para la preservación de rodales maduros en el Parc Natural del Montseny**

En el Parc Natural del Montseny el 85% de la superficie forestal es privada, por lo que la gestión de los montes pasa necesariamente por el acuerdo con los propietarios. Una vez identificados, entre 2008 y 2014, los rodales más interesantes desde el punto de vista de la madurez, se han ido estableciendo diversas estrategias para asegurar su preservación.

En la finca pública la conservación es el objetivo principal, respetando la dinámica natural y mediante intervenciones puntuales para promover la heterogeneidad del bosque. En fincas privadas el principal objetivo es evitar el aprovechamiento de los rodales que tienen características de madurez mediante mecanismos administrativos que garanticen que se mantienen libres de aprovechamiento a largo plazo. Debido a que son bosques sin una protección concreta y que la legislación actual permite su explotación, el órgano gestor del Parque está ejecutando tres líneas de trabajo, en función de las oportunidades y de las peculiaridades de la propiedad:

- 1 Creación de Reservas Forestales**, mediante convenios de 20 años entre la administración y la propiedad, con el objetivo de mantener la dinámica natural del bosque. A cambio los propietarios reciben una indemnización por la adquisición de derechos de tala durante los años del convenio. Actualmente hay cuatro reservas forestales en el parque (5 ha y 38 ha de hayedo, 8 ha de encinar con robledal y 6 ha de robledal).
- 2 Permuta de terrenos entre particular y la administración**. Se plantea como alternativa a la compra cuando no se dispone de presupuesto, o la propiedad no desea perder patrimonio. Se permutan rodales de montes públicos de bajo valor en biodiversidad pero de interés forestal, a cambio de rodales de alto valor de conservación por su madurez. Este es el caso de un rodal de encinas (*Quercus ilex*) centenarias y un rodal mixto con predominio de hayas (*Fagus sylvatica*), en trámites administrativos para su permuta por rodales de encinar explotados tradicionalmente.
- 3 Contrato de Custodia del Territorio**, firmado en el ámbito del proyecto LIFE Tritó Montseny para conservar bosques ribereños, es una buena alternativa en determinadas propiedades donde existen rodales maduros y donde —aunque sus propietarios no tienen voluntad de explotarlos— es conveniente acordar compromisos para su protección y gestión compartida o tutelada por la administración.

#### 4.4. Selvicultura para la madurez

En todo tipo de masas la selvicultura puede llevarse a cabo con el objetivo de mantener o potenciar ciertos atributos propios de los rodales maduros. El objetivo de respetar o promover la madurez del bosque en las actuaciones selvícolas puede fundamentarse de forma general bajo dos premisas:

- En aquellos montes con objetivos de conservación, que generalmente se encontrarán en espacios protegidos o Red Natura 2000, el mantenimiento y consecución del mayor grado de madurez posible puede ser un objetivo en sí mismo, ya que como se ha visto se trata de situaciones de gran valor desde el punto de vista de la conservación.
- En el resto de montes, con objetivos de producción o protección, las actuaciones selvícolas pueden realizarse de forma que respeten los atributos de madurez compatibles con el aprovechamiento de la madera y que aportan mayor biodiversidad y resiliencia al sistema.

Partiendo de los modelos de referencia que representan los rodales maduros existentes para cada tipo de bosque, las técnicas utilizadas en selvicultura pueden utilizarse para promover atributos de la madurez forestal. La identificación de medidas selvícolas debe ser cuidadosamente justificada, y su elección estará condicionada por la edad del rodal y la huella humana que presente.

Para ello puede ser de ayuda asignar el rodal a una de las etapas de madurez e identificar qué atributos de madurez faltan en el rodal, y valorar así la viabilidad de emprender actuaciones para su mejora (Tabla 8). Una vez priorizados los atributos de madurez sobre los que actuar, podrán seleccionarse las técnicas más adecuadas, teniendo en cuenta que en ocasiones una misma actuación tendrá efectos sobre varios atributos.

Las características ligadas a la madurez sobre las que es posible intervenir, y las actuaciones posibles se resumen en la Tabla 9. En general van dirigidas a:

- Mantener elementos característicos de las fases de madurez forestal (árboles grandes y viejos) evitando su retirada o incentivando el crecimiento de otros.
- Mantener o incrementar la cantidad de madera muerta en pie y en el suelo, por su relación directa con la diversidad de especies saproxílicas, restaurando los procesos ecológicos asociados a su existencia (Sandstrom *et al.*, 2019).
- Incrementar la heterogeneidad, irregularidad y diversidad de la masa, imitando el régimen de pequeñas perturbaciones frecuentes que se producen en la dinámica natural (Franklin *et al.*, 2002).

**Tabla 9.** Características de madurez y técnicas de manejo que pueden utilizarse para conseguir las (adaptado de Keeton, 2005)

Atributo	Técnicas selvícolas
Árboles de grandes dimensiones	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Inventario y preservación (árboles de futuro, de interés para la biodiversidad, de interés cultural...)</li> <li>▪ Alargamiento del turno de corta</li> <li>▪ Claras de liberación para reducir competencia e incrementar el crecimiento.</li> <li>▪ Resalveo de conversión a monte alto / monte medio</li> </ul>
Madera muerta en pie de grandes dimensiones	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Anillado selectivo de pies grandes del dosel principal</li> <li>▪ Descope</li> </ul>
Madera muerta en el suelo de grandes dimensiones	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Apeo o derribo sin saca de pies grandes</li> <li>▪ Mantenimiento in situ de pies caídos</li> </ul>
Dendro-microhábitats	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ «Veteranización» de pies</li> <li>▪ Trasmochado</li> </ul>
Diversidad de especies en el dosel	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Claras de liberación para favorecer especies acompañantes</li> </ul>
Estratificación vertical del dosel	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Claras selectivas</li> <li>▪ Claras fuertes, cortas por bosquetes</li> <li>▪ Cortas discontinuas</li> </ul>
Diversidad de diámetros y edades en la masa principal	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Extracción de pies codominantes</li> <li>▪ Mantenimiento de pies menores y dominados</li> <li>▪ Claras selectivas por lo alto</li> <li>▪ Cortas de entresaca para irregularización</li> </ul>
Claros por caída de pies viejos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Cortas por bosquetes (sin saca)</li> <li>▪ Apeo o derribo sin saca de pies grandes</li> </ul>
Regenerado avanzado	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Exclusión de herbívoros para facilitar regeneración</li> <li>▪ Claras fuertes o cortas aclaratorias. Cortas por bosquetes</li> </ul>

Hay que tener en cuenta que estos atributos aparecen en rodales maduros como resultado de los procesos ecológicos ligados al avance en el ciclo silvogenético. Por lo tanto su replicación de forma aislada no convierte a un rodal en maduro, aunque puede permitir incorporar algunas características deseables si se quieren promover las poblaciones de determinadas especies de interés ligadas a las mismas, o tener masas forestales más heterogéneas y con procesos ecológicos más variados.

Cuando se persigan objetivos de madurez forestal, algunas técnicas selvícolas deberían evitarse. Se trata de aquellas que promueven la simplificación de la masa (regularización, acortamiento de turnos), las que afectan de forma homogénea a grandes superficies, las que implican la eliminación selectiva de elementos singulares (como las cortas de policía, el apeo de extracortables, cortas de pies secos, o cortas selectivas de pies de mayor diámetro), aquellas que introducen elementos de contaminación genética (plantaciones artificiales) o tienden a eliminar la estratificación vertical y la diversidad del sotobosque (Reque, 2008).

En la ejecución de estas actuaciones será necesario, cuando se trate de espacios protegidos, una especial atención en el desarrollo de los trabajos, de modo que no

se produzcan afecciones indeseadas sobre objetos de conservación. Así deberán seleccionarse con precaución el tipo de maquinaria, forma de apeo y de desembosque en su caso, época en la que realizar los trabajos, etc. (EUROPARC-España, 2011).

En las actuaciones sobre pies singulares, anillados y cortas por entresaca toma especial importancia el señalamiento, ya que de la correcta elección de los pies sobre los que se va a actuar dependerá el éxito final de la intervención. Una adecuada capacitación del personal responsable del señalamiento es por tanto de vital importancia, dado que a menudo la justificación técnica de la actuación no será evidente para el personal no familiarizado con las actuaciones de conservación de la biodiversidad.

Se describen a continuación algunas técnicas selvícolas que pueden emplearse para potenciar algunos de los atributos de madurez forestal.

#### **4.4.1. Mantenimiento de pies excepcionales**

Se consideran árboles excepcionales aquellos de diámetro normal muy superior a la media<sup>6</sup>, y todos los pies viejos o senescentes. En muchas masas forestales jóvenes (de repoblación o de origen natural) los únicos árboles de diámetro excepcional son los supervivientes de antiguos usos silvopastorales (trasmochos, árboles remanentes de antiguas dehesas). En otras ocasiones se trata de ejemplares que se denominaban en los antiguos proyectos de ordenación «sobremaduros» o «extracortables» que han permanecido en el monte por razones diversas y que suelen presentar caracteres de senescencia (ramas muertas, heridas, ahuecamientos...) de gran interés como microhábitats.

Estos ejemplares tienen un singular valor desde el punto de vista de la biodiversidad por lo que su mantenimiento es prioritario (Reque, 2008). Si están dentro de una masa forestal dominada por árboles más jóvenes (de la misma especie o de otra), corren el riesgo de morir prematuramente por la competencia de estos árboles más vigorosos. Para ello puede ser necesario realizar actuaciones en su entorno para favorecer su vigor vegetativo. Dado que son ejemplares añosos (con poca capacidad de adaptación a los cambios bruscos) serán recomendables claras graduales y moderadas de los pies de su entorno, considerando la posibilidad de realizar anillamientos en vez de apeos. La realización de podas de estos árboles viejos puede acelerar su decaimiento, por lo que deberían limitarse a las situaciones en que puedan ser necesarias por representar un riesgo para las personas (visitantes).

6—Puede considerarse como una guía sencilla el diámetro excepcional como el triple de la altura dominante (en metros), expresada en centímetros. Para un rodal de altura dominante de 20 m, el diámetro excepcional sería a partir de 60 cm.

#### 4.4.2. Mantenimiento de árboles muertos en pie

Los árboles muertos en pie, especialmente si son de grandes dimensiones, son de especial interés para la conservación de la biodiversidad, por lo que su mantenimiento debería ser prioritario.

En el caso de que existan pies muertos en una masa en la que se van a realizar actuaciones de cualquier tipo (de mejora o de regeneración), se mantendrá un número significativo, evitando las cortas de policía o de secos, salvo que su mantenimiento suponga una amenaza real para la conservación de la masa (por ejemplo, pinos con decaimiento en zonas demarcadas o próximas a la expansión de *Bursaphelenchus xylophilus*).

#### 4.4.3. Anillado de pies

Consiste en la eliminación de una franja de corteza y cambium de forma que se impida el paso de savia en todo el perímetro del tronco de un árbol vivo. Produce la debilitación y progresiva muerte del árbol en un periodo que puede durar varios años según la especie y la profundidad de la lesión. Escisiones profundas sin llegar a eliminar la corteza también pueden funcionar, y constituyen actuaciones más simples y económicas.

Esta actuación se realiza principalmente para crear madera muerta en pie, pero también puede hacerse para liberar de competencia a individuos de especies tolerantes o a árboles veteranos de forma progresiva, evitando los daños que podría producir su apeo o una brusca puesta en luz.

En cualquier caso, siempre es preferible mantener los pies muertos ya existentes a crearlos de forma intencionada. Será necesario mantener una relación entre árboles vivos y muertos que no comprometa la persistencia del bosque. Esta relación no será la misma en rodales en los que se vayan a mantener una gestión productora de madera que en otros en los que se mantenga la dinámica natural.

Es recomendable hacer los anillamientos a una cierta altura (más de 1 metro), pues al partirse el tronco por la zona de anillamiento, quedará una estaca en pie que también tiene interés desde el punto de vista de la conservación de la fauna saproxílica.

El anillado se puede realizar tanto sobre coníferas como sobre frondosas y, en general se elegirán pies de las clases diamétricas superiores, ya que la madera muerta que habitualmente es más escasa es la de mayores dimensiones y ésta es la más interesante para los organismos saproxílicos.

El anillado no debe aplicarse sobre árboles veteranos, con partes de la copa muertas, ahuecados o, en general, portadores de dendro-microhábitats ya que son, por sí mismos, elementos importantes para la conservación de la biodiversidad forestal.



**Foto 9.** Ejemplar de *Pinus sylvestris* muerto en pie, en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Autor: J.A. Atauri.

**Foto 10.** Pie anillado de *Fagus sylvatica* para crear madera muerta en pie, en el Parque Natural de Urbasa y Andía (Navarra). Autor: J. A. Atauri

El anillado debe programarse en el tiempo para proporcionar madera en diferentes estados de descomposición y no generar todo el recurso de forma simultánea. También debe tenerse en cuenta, en el caso de anillar coníferas, el riesgo de producir un aumento del número de escolítidos, aunque, la evidencia científica disponible —escasa, y referida a bosques boreales del Norte de Europa— no permite asegurar que el mantenimiento de árboles muertos en pie implique una mayor afección por perforadores a los árboles vivos, más allá del ataque a unos pocos pies, que generalmente serán árboles debilitados, y cuya muerte forma parte del régimen normal de perturbaciones del bosque (Hedgren, 2002 y 2003; Eriksson *et al.*, 2006, 2007; Kärvelo *et al.*, 2007; Göthlin *et al.*, 2010). Por otra parte, si se evitan los periodos de máxima actividad de estas especies (final de primavera y verano) es poco probable que se generen problemas.

En general es recomendable anillar de forma dispersa, aunque en ciertos casos (fomento de quirópteros) puede ser interesante la agrupación de árboles, ya que algunos animales seleccionan positivamente como refugio estos grupos de pies muertos.



**Foto 11.** Grupo de pinos silvestres descopados como trabajo complementario de una segunda clara, en una repoblación efectuada en 1964 en Litago (Zaragoza). Autor: E. Arrechea

#### **4.4.4. Descopado**

Se trata de la eliminación de la copa de algunos pies dejando en pie el fuste o una parte importante del mismo. Su objetivo es la creación de madera muerta en pie en forma de estacas.

Esta técnica es de gran sencillez cuando en el apeo se usan procesadoras forestales dotadas de cabezal con brazo hidráulico, ya que el cabezal de estas máquinas puede elevarse para cortar a alturas de 3 a 5 metros.

La principal diferencia entre el descopado y en el anillado, en el caso de coníferas, estriba en que en el anillado la muerte del árbol es paulatina y en el descopado es brusca, y que en este segundo caso sólo permanece en pie el fuste, imitando una rotura de copa. Esta diferencia se debe tener en cuenta al evaluar el riesgo de plagas de escolítidos o la ventaja de disponer de copas completas muertas en pie o en el suelo.

La copa podrá ser procesada y aprovechada o dejarse junto al pie descopado, imitando una rotura por viento o nieve. Si se realiza el aprovechamiento de la copa, la pérdida de renta que representa la madera dejada en el monte puede ser bastante



**Foto 12.** Haya apeada para generación de madera muerta en suelo, en el Parque Natural de Urbasa y Andía. Autor: E Arrechea

reducida. Esta técnica se puede usar en aprovechamientos de madera en masas de diversas edades y, en masas de coníferas provenientes de repoblación, puede ser un buen método para disponer de madera muerta en el monte desde las primeras claras, seleccionando los pies de las clases diamétricas mayores.

En claras, es posible admitir tocones de mayor altura de lo que es habitual (hasta 25-30 cm), que pueden llegar a constituir en masas jóvenes el único refugio y alimento de algunos coleópteros que necesitan madera de ciertas dimensiones para completar su ciclo vital.

Por otra parte, hay que considerar que las especies de frondosas tienen capacidad de rebrote suficiente para reponer la copa en el caso de descopado (dando lugar a trasmochos) o para rebrotar de cepa o raíz en el caso de anillados.

#### **4.4.5. Apeo sin saca**

Se trata de imitar el proceso de caída de un árbol, mediante el apeo de pies seleccionados por su tamaño o características físicas, que se dejan sobre el terreno sin procesar, o se cortan en trozos.

El objetivo de estas actuaciones es la creación de madera muerta en el suelo para favorecer a las especies saproxílicas. Además contribuye a iniciar la regeneración al abrir un claro en el dosel.

El apeo de pies sin saca puede ejecutarse tanto en cortas con procesadoras forestales como en aprovechamientos de madera con motosierra. Un método alternativo de apeo puede ser quebrar o astillar troncos por tracción con un tractor, produciendo roturas irregulares, similares a las naturales

Si se deja un tocón alto (hasta 1,5 metros) el resultado puede asemejarse en parte al del descopado tratado anteriormente. Hay que valorar también la posibilidad de desramar el pie abatido y su posible troceado. Estas variaciones modifican la aparición de ciertos seres vivos (por el contacto con el suelo del fuste) y condicionarán la aparición de distintos organismos saproxílicos que necesitan mayores o menores longitudes o grosores del tronco.

#### **4.4.6. Claras**

Mediante las claras se reduce el número de árboles de una masa forestal con el fin de disminuir la competencia y favorecer el crecimiento de los pies que quedan tras la corta, así como de extraer productos con valor de mercado. Se aplican generalmente en masas regulares siguiendo modelos selvícolas (tablas de producción, normas selvícolas...) definidos para cada especie y estación. Estos modelos se elaboran generalmente para optimizar la producción de madera u otros productos a través del turno completo de la masa, de una forma equilibrada con otros objetivos de sostenibilidad o de estabilidad estructural.

En términos ecológicos, las claras son perturbaciones que suponen una liberación de recursos para la masa forestal remanente, tanto agua como nutrientes, y también un incremento de luz en el suelo. El desarrollo posterior de los árboles que quedan tras la corta va reduciendo estos dos efectos hasta anularlos, siendo entonces el momento de realizar una nueva clara.

Las claras aumentan el vigor de los árboles y por tanto su crecimiento, por lo que incrementan el crecimiento en diámetro de los árboles. Además permiten la presencia de una mayor variedad de especies vegetales o un mayor desarrollo y actividad de los hongos, y consecuentemente, una diversificación de las cadenas tróficas y, a menudo, una estructura de hábitat más adecuada para los requerimientos de especies de fauna escasas en masas excesivamente densas.

Las claras también suponen una mejora en cuanto a la adaptación a las sequías, que se prevén más intensas como consecuencia del cambio climático, ya que, al haber un menor número de árboles, estos pueden sobrevivir mejor ante eventos



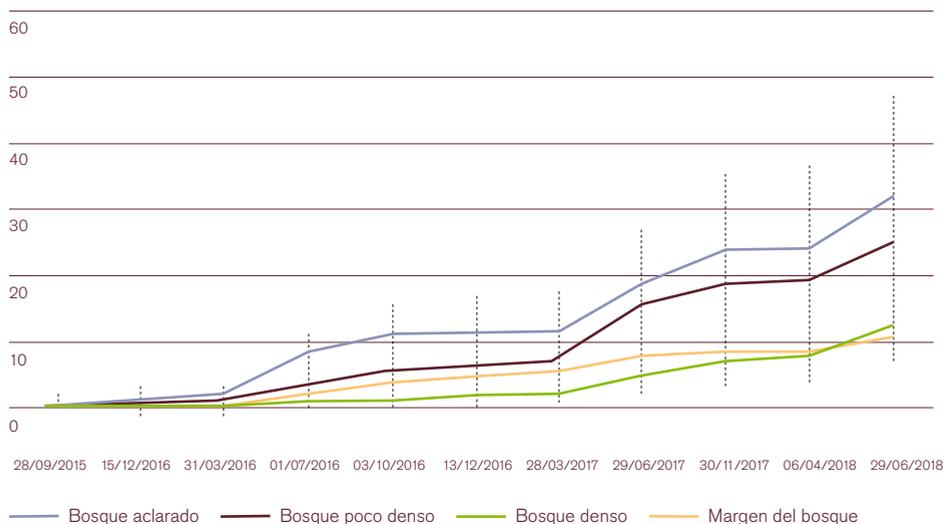
**Foto 13.** Clara de liberación en hayedo, para favorecer ejemplares de *Taxus baccata*, en el Parc Natural del Montseny. Autor: D. Guinart.

prolongados de escasez de agua, salvo cuando la insolación lograda resulte excesiva.

Los efectos citados son más evidentes cuanto más fuerte sea la clara aunque deberá evitarse superar una intensidad que suponga un rejuvenecimiento excesivo del sistema, con excesiva matorralización, posibilidad de derribos masivos, o rebrote generalizado de cepa o raíz, que reproducirían, incrementados, los problemas de la masa previa.

Por tanto la intensidad de la clara deberá modularse en función del objetivo principal de la masa y valorando qué procesos se iniciarán tras la corta (revigorización, matorralización, regeneración adelantada...) y cómo la evolución posterior de la masa forestal afectará a este objetivo. Siempre será mejor observar cómo se están desarrollando esos procesos en masas similares a la que vamos a tratar y evitar esquemas simplistas o recetas supuestamente válidas para todos los casos.

En las claras por lo alto deben seleccionarse cuidadosamente los pies que nos interesa dejar en la masa, eliminando los que compitan con ellos de forma más intensa, so pena de eliminar los mejores pies sin ningún beneficio posterior. Habitualmente tienen la ventaja económica de permitir la obtención de productos de mayor valor y



**Figura 7.** Crecimiento acumulado de ejemplares de tejo (*Taxus baccata*) registrado mediante dendróflexómetro en los diferentes tipos de claras de liberación realizadas en 2012-2013 en el Parc Natural del Montseny, donde puede apreciarse el mayor crecimiento en los rodales más aclarados.

envergadura, y el efecto beneficioso que se puede lograr de cara a los pies de futuro de la masa es asimismo mayor.

Las claras fuertes (tanto por alto como por bajo) pueden ser recomendables en masas artificiales monoespecíficas situadas en espacios protegidos y con un nivel de gestión previo bajo o nulo. Aunque pueden suponer una pérdida de productividad del rodal durante el turno (ya que favorecen la presencia y vigor de otras especies), en masas forestales que mantengan objetivos productores puede ejecutarse en un determinado porcentaje de la superficie a intervenir (1-10%), realizando el resto del tratamiento siguiendo la intensidad recomendada en los correspondientes modelos selvícolas de producción.

#### 4.4.6.1. Claras de liberación

Las claras por lo alto pueden favorecer la diversificación de las especies del dosel arbóreo y utilizarse para liberar de competencia a individuos que resulten de especial interés por motivos económicos o de biodiversidad. Se puede favorecer el vigor vegetativo de individuos de especies secundarias mediante la selección para su corta de los pies de la masa principal que compiten con ellos. Puede tratarse tanto de nuevos brinzales de estas especies como de pies ya establecidos pero debilitados por la competencia o la falta de luz e, incluso, de ejemplares viejos que están siendo ahogados por el crecimiento de la nueva masa forestal (Figura 7).

En todos estos casos deberá tenerse muy en cuenta la tolerancia a la luz de las especies objetivo, ya que según sea ésta, la liberación podrá ser más o menos intensa. Tampoco hay que olvidar que la mejora vegetativa de estos individuos no sólo supone un aumento de su crecimiento, sino también una mayor fructificación, lo que favorecerá la presencia de nuevos propágulos de la especie en la masa forestal.

#### **4.4.7. Resalveo**

Los montes bajos abandonados presentan al cabo de un tiempo síntomas de decaimiento (puntisecado generalizado y muerte de individuos) debido a la alta densidad de pies que presentan, ya que supone altísimos grados de competencia por los recursos tróficos y el agua. En ellos pueden realizarse tratamientos selvícolas para disminuir esta competencia que tienen el nombre genérico de resalveos.

El resalveo consiste en la corta de pies de la masa de monte bajo dejando en pie un número determinado de brotes (resalvos) para su desarrollo posterior, siendo este número mayor o menor según los objetivos de la masa forestal tratada (Vericat *et al.*, 2012; Arrechea, 2015). Al disminuir la competencia, se ponen más recursos a disposición de los pies que se dejan en pie, lo que favorece su vigor y, lo que es más importante, comienza la producción de semilla, que suele ser casi inexistente previamente. Este tipo de cortas diversifican la estructura del rodal y favorecen la presencia de pies de grandes dimensiones.

En montes provenientes de antiguas cortas a hecho se pueden realizar resalveos que busquen la conversión a monte alto o, al menos, alcanzar un fustal sobre cepa. Esta estructura presenta mejores características desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y una mejor resiliencia que las masas en decaimiento o las que provengan de cortas a matarrasa, facilitando con el paso del tiempo el paso a situaciones de verdadera madurez (Arrechea, 2015).

Cuando lo que se pretenda sea la conversión a monte alto, la corta consistirá en la selección de pies vigorosos, generalmente mediante la corta de los chirpiales débiles o dominados, dejando una densidad de resalvos vigorosos de 800 a 1.200 pies/ha en la primera intervención. Se favorecerán las especies acompañantes y será necesaria la eliminación periódica del rebrote, o la entrada de ganado para evitar la profusión de brotes epicórmicos y de raíz.

También se puede optar por un tratamiento de monte medio regular en el que se busca establecer un piso superior de pies respetados en la corta («resalvía») y otro inferior de rebrotes («sarda»). La densidad de resalvos en la primera corta puede estar entre 350 a 500 pies/ha, siempre dependiendo de la calidad de la estación y, por tanto, del desarrollo, fundamentalmente de la copa, de los ejemplares reservados. En cortas posteriores (que se aplican con una rotación fija) se interviene tanto



**Foto 14.** Rodal de monte medio regular de *Quercus pyrenaica* diez años después de su resalveo. Se pueden distinguir los resalvos y la sarda. (MUP 240, Añón, Zaragoza). Autor: E. Arrechea

sobre los resalvos como sobre la sarda, respetando ejemplares tanto de unos como de la otra, en un esquema de selvicultura que ha de definirse continua y periódicamente sobre la base de inventarios detallados sucesivos. También en este caso será conveniente favorecer a las especies acompañantes. Este método es aplicable en montes donde hay todavía cierta demanda de leñas y se puede limitar el acceso del ganado, que es incompatible con el establecimiento de la sarda.

Uno de los aspectos más importantes a controlar en las cortas es la densidad final de resalvos, que debe ajustarse en función de la calidad de estación. Asimismo, ha de tenerse en cuenta la capacidad de rebrote de raíz y de emisión de brotes epicórmicos de cada especie (si se dejan menos resalvos, aumentará el número y vigor de los rebrotes y viceversa). La capacidad técnica y económica de controlar estos rebrotes (mediante rozas o con cierta presión ganadera) es otra de las variables a tener en cuenta para decidir la intensidad de la intervención.

Como norma general, es recomendable acudir a intervenciones suaves y por lo bajo, que permitan a las cepas una paulatina adaptación a las nuevas condiciones, sin cortar todos los pies provenientes de una misma cepa (Serrada, 2011).

#### 4.4.8. Cortas de regeneración

En las masas productoras, una vez llegado el turno de corta, se promueve la regeneración de la masa forestal (instalación de nuevos individuos) mediante la eliminación de todo o parte del dosel superior. Se trata de las cortas en las que se obtiene la mayor parte de la madera de un ciclo productivo.

En principio pueden considerarse contrarias a la madurez del rodal (ya que sustituyen individuos adultos por jóvenes), sin embargo las cortas pueden ejecutarse de forma que simulen la dinámica natural de perturbaciones que da lugar a la regeneración en claros, y en masas productivas pueden realizarse de forma más respetuosa con algunos de los atributos de la madurez forestal.

En las cortas de regeneración a realizar en montes donde se deban tener en cuenta objetivos de conservación, la recomendación general para promover la mayor diversidad estructural y específica consiste en adoptar la regeneración natural, con un periodo de regeneración lo más amplio posible, imitando las perturbaciones naturales (Reque, 2008).

Así, en las cortas de regeneración de rodales con objetivos de producción resulta muy conveniente excluir de la corta un cierto número de árboles de grandes dimensiones por su importancia para el mantenimiento de microhábitats esenciales para ciertas especies de fauna y hongos, mientras se recupera una estructura forestal similar a la anterior a las cortas.

Los árboles a respetar deben ser de las clases diamétricas mayores y pueden ser seleccionados de entre aquellos que se dejaron como progenitores en las cortas finales de regeneración o elegir para este fin desde el principio del proceso los pies peor conformados (si esta mala conformación no tiene origen genético) o que presenten daños evidentes en fuste o copa, ya que estos suelen ofrecer mayor número de microhábitats y tienen un menor valor comercial. No hay una recomendación establecida sobre número de estos pies exceptuados de la corta y su distribución espacial (aislados o agrupados) aunque una cifra orientativa es de 3 a 10 pies por hectárea.

A menudo la regeneración natural que aparece tras las cortas estará compuesta por diversas especies arbóreas y arbustivas. Aunque hoy en día ya no sea una situación habitual, la gestión forestal ha tendido a seleccionar en los primeros claros a una de las especies en detrimento del resto. En una gestión con objetivos de conservación debe prestarse atención a la selección de individuos del regenerado, ya que se puede diseñar la composición específica de la siguiente etapa forestal e, incluso, la de otras sucesivas si se favorecen las especies tolerantes.



**Foto 15.** Apertura de claro en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Autor: J. Ezquerro

#### 4.4.8.1. Cortas por bosquetes

Este método de corta permite imitar perturbaciones naturales de pequeña intensidad (derribos o roturas de pies) que favorecen la regeneración y el reinicio del ciclo silvogenético.

Para su ejecución se deben buscar rodales donde se prevea una regeneración abundante o incluso donde ésta ya se haya iniciado. El tamaño de los bosquetes dependerá del temperamento de las especies y del peso y forma de las semillas de las especies objetivo y de su forma de dispersión, lo que también influirá en la decisión de dejar o no árboles padres dentro del bosquete. Una vez iniciada la regeneración puede ser necesario aumentar el tamaño del bosquete de forma que se favorezca el establecimiento del nuevo arbolado. Es habitual que se defina el tamaño del bosquete en función de la altura dominante del rodal, pudiendo variar el diámetro del bosquete según el temperamento de la especie entre 1 y 4 veces dicha altura dominante.

#### 4.4.8.2. Cortas por entresaca

Consisten en la corta de algunos pies mayores del rodal de forma que se abran huecos para la instalación del regenerado. En la misma actuación también se retira parte de los individuos de las clases diamétricas medias e inferiores con el fin de favorecer



**Foto 16.** Masa irregular de *Pinus pinea* y *P. pinaster* tratada con cortas de entresaca, con regenerado de pino piñonero y encina, en el MUP 110 de Valladolid. Autor: J. Ezquerro

el crecimiento de los pies remanentes, manteniendo una proporción establecida de antemano entre el número de individuos de cada clase diamétrica.

Se aplican para obtener o mantener una estructura irregular (varias clases de edad en el rodal), una de las características de los rodales maduros. Aunque se suelen considerar más adecuadas para especies tolerantes, también pueden emplearse para especies que no lo son como es el caso del pino piñonero o del pino carrasco.

Su ejecución es compleja ya que implican una detallada labor de señalamiento sobre todas las clases diamétricas presentes en el monte y pueden complicar la comercialización de los productos maderables. Sin embargo, facilitan el mantenimiento de estructuras heterogéneas, con diversidad de clases de edad y especies, así como la presencia de árboles de muy distintos tamaños y estados fisiológicos (incluyendo los individuos senescentes). Asimismo, pueden ser muy interesantes para obtener productos de gran valor económico de forma compatible con objetivos de conservación de biodiversidad.

#### **4.4.9. Control del ganado**

La herbivoría es un proceso natural en los bosques, que condiciona la estructura de los mismos, incrementando la heterogeneidad espacial y la diversidad específica.

Para algunos autores, la eliminación total de la herbivoría tiene como consecuencia la formación de estructuras del bosque muy cerradas, alejadas de la estructura propia de un bosque maduro, que en ocasiones puede hacer aconsejable el mantenimiento o reintroducción de herbívoros, bien domésticos, bien sus equivalentes silvestres (Vermeulen, 2015).

En todo caso, el exceso de herbivoría (doméstica o silvestre) puede comprometer la regeneración natural (Bernes *et al.*, 2018). Muchos rodales en proceso de maduración en España corresponden a antiguos usos silvopastorales hoy abandonados (dehesas), en los que los antiguos pies arbóreos conforman una reserva de madurez. En ausencia de pastoreo, la regeneración prospera sin dificultad ya que en estas zonas abiertas resulta especialmente sensible a los herbívoros. Incluso en zonas de cobertura completa, una excesiva presión de herbívoros puede eliminar el sotobosque tolerante y suponer un freno a la regeneración, abocando a un problema de pervivencia de la masa arbolada o a un cambio de especie por aquellas menos apetecibles (es el caso de la excesiva presión de ciervos en sitios tan diferentes como los alcornocales gaditanos, el valle de Mena burgalés o los hayedos leoneses de Picos de Europa). El control de la herbivoría es en estas situaciones muy importante para permitir el desarrollo de los diferentes estratos de vegetación (Reque, 2008) y puede cobrar especial importancia el matorral como facilitador de la regeneración, al dificultar el acceso del ganado a las jóvenes plántulas.

#### **Supresión del pastoreo en la Dehesa de Peñalba (Parque Natural Sierra Norte de Guadalajara)**

Se trata de un rebollar de casi 300 ha, con estructura adehesada por el secular aprovechamiento de pastos y leñas por poda, con numerosos ejemplares de *Quercus pyrenaica*, *Quercus petraea* y *Fagus sylvatica* que superan el metro de diámetro normal.

El abandono hace décadas del aprovechamiento de leñas ha propiciado el desarrollo de algunos atributos de madurez, especialmente en lo relativo a árboles senescentes y madera muerta. Sin embargo la presencia de vacas, y el aumento de ungulados salvajes (corzo y jabalí) impiden totalmente el regenerado y afectan de forma severa a las especies del sotobosque.

En 2016 se instaló, previo acuerdo con la propiedad, un acotado al pastoreo en un rodal de 11 ha durante un periodo de 15 años (con la posibilidad de renovación por otros tantos) mediante cercado ganadero de 1,5 m de altura y, por tanto, permeable al corzo.

Los resultados del seguimiento muestran abundante regenerado por semilla de *Ilex aquifolium*, *Quercus petraea* y *Fagus sylvatica* y la profusión de rebrote de *Populus tremula*, este último parcialmente ramoneado por los corzos. Se ha verificado la floración de especies relicticas en la zona como *Carex sylvatica*, *Lilium martagon* y hongos como *Boletus regius* a los que el pisoteo y consumo por el ganado impedía completar el ciclo vital.



**Foto 17.** Rodal de hayas trasmochas en el Parque Natural de Urkiola (Bizkaia). Autor: J.A. Atauri

#### **4.4.10. Veteranización de árboles**

El objetivo de la veteranización de árboles es la imitación de los procesos naturales en los que, como resultado de la exposición de la madera a la colonización de hongos y a la aireación, se desarrollan columnas de pudrición y sus hábitats asociados (Lonsdale, 2013). Solo debe llevarse a cabo donde haya una necesidad excepcional de este tipo de hábitats y suficientes árboles para ser dejados sin «veteranizar» (por ejemplo, en el caso en que el lugar contenga muy pocos árboles veteranos y tampoco haya árboles maduros tardíos como potenciales sucesores a corto y medio plazo). Se trata de una técnica más asociada al dominio de la arboricultura que al de la silvicultura, al prestar más atención a las características de determinados árboles que a las de la masa forestal en conjunto, por lo que es inviable a escala de monte.

Puesto que, en general, estas técnicas acortan la vida del árbol, los tratamientos a aplicar deberían ser lo suficientemente suaves como para permitir que el árbol sobreviva muchos años. En el caso en el que haya una gran disponibilidad de árboles relativamente jóvenes, algunos pueden ser intervenidos con intensidad, con el fin de desarrollar los tipos de hábitat que aparecerían de forma natural tras los daños provocados por perturbaciones meteorológicas fuertes (viento, nieve).



**Foto 18.** Ejemplar de *Quercus faginea* procedente de la masa anterior a la repoblación, actualmente dominado por el pinar (Undués, Zaragoza). Autor: A. Hernández

Entre los tratamientos utilizados para la veteranización de árboles, pueden mencionarse los siguientes:

- Corte de ramas al ras, con el fin de simular el daño que puede ocurrir cuando las ramas se desgajan de sus troncos.
- Creación de cortes en V sobre el tronco con el fin de fomentar el desarrollo de tiras de disfunción y pudrición.
- Realización de magulladuras en la base del tallo (por ejemplo, con un mazo) para fomentar la pudrición basal.
- Anillado de corteza en altura, con el fin de causar el decaimiento, secado y pudrición por encima de ese punto.
- Rotura de ramas, creando fracturas irregulares.

En muchos casos los árboles veteranos procederán de antiguos pies trasmochos, resultado de aprovechamientos tradicionales hoy abandonados. Por el interés de los pies trasmochados para la conservación de la biodiversidad y su valor cultural, en ocasiones se realizan actuaciones singulares para mantener estos árboles (Cantero *et al.*, 2013).

### Actuaciones de fomento de diversidad y promoción de madurez en montes repoblados en Undués de Lerda, Cinco Villas (Zaragoza)

Se trata de una repoblación de *Pinus nigra* ssp *nigra* y *P. nigra* ssp *salzmannii* en 350 ha, realizada en 1966 y 1968, sobre la que se ha diseñado un aprovechamiento forestal, para una superficie total de 184 ha. En esta zona la repoblación se efectuó sobre fajas de no más de 2 m, abiertas con maquinaria, en las que se plantó una única fila de árboles.

En la actualidad existen pies diseminados de quejigo (*Quercus faginea*) de grandes dimensiones (hasta 80 cm. de diámetro normal) en la zona baja, con antiguo uso agropastoral, y un subpiso de robleal en la zona alta, con pies de hasta 40 cm. de diámetro normal, en los que se encuentran líquenes epífitos de alto valor ecológico (*Lobaria* sp.). Se encuentran también diseminados pies de arce campestre en las umbrías (*Acer campestre*) y de Montpellier en las solanas (*A. monspessulanum*).

El tratamiento diseñado pretende acometer medidas de retención y restauración estructural, como forma de mejorar algunas características de la masa:

- **Reducción de la intensidad de corta** de forma que la puesta en luz no sea excesiva para los viejos robles, que llevan 30 años totalmente dominados por el pinar, ni para los líquenes presentes, que podrían sufrir fenómenos de fotoinhibición. Se ha rebajado el peso de la clara del 50 al 33% de los pies.
- En los criterios de señalamiento de la zona alta primará la **liberación de competencia de los robles**, sobre todo de los que tienen ya una altura similar a la del dosel del pinar, mientras que en los robles de la zona baja de origen silvopastoral, con muchos mayores problemas de competencia, se prevé el señalamiento por parte de la administración de los pies a eliminar, para una puesta en luz paulatina.
- **No afección a pies de alto valor ecológico**: se prohíbe la corta de robles y arces de diámetro normal superior a 10 cm, y la de pinos con diámetro normal superior a 35 cm, aún muy escasos en el monte (se estiman en 1,1% del total de pinos). La corta de estos pies será valorada según pliego de condiciones (50 €/pie) y cobrada como daños.
- **No afección a la escasísima madera muerta presente** en la actualidad en el monte. El apeo de pies muertos, de cualquier especie, y con diámetro normal superior a 20 cm será valorado según pliego de condiciones (50 €/pie) y cobrada como daños.
- **Creación de nueva madera muerta**. En las zonas a realizar el apeo con procesadora forestal se descoparán 2,5 pies/ha, mediante la corta de los mismos a una altura entre 2 y 4 m, dejando las copas en donde caigan. Estos pies descopados deberán ser de diámetros medios-altos y se dispondrán en grupos de al menos 5 pies, para favorecer especies que necesitan estacas y oquedades variadas y poco distantes, por lo que como máximo se establecerá un grupo cada 2 ha.
- **Aprovechamiento mediante cable aéreo** en la zona de mayor pendiente, con apertura de calles de no más de 2 m de ancho y separación entre calles de 40 m. En este caso, dada la dificultad fisiográfica se admitirá el apeo de frondosas en las calles, debiendo quedar la madera apeada en el monte, como forma de aumentar la cantidad de madera muerta en el suelo. Por el contrario, en zonas de menor pendiente a aprovechar mediante saca con autocargador o tractor forestal, la presencia de frondosas de más de 20 cm de diámetro normal obligará a variar el trazado de las calles de saca.



Bosque mixto con atributos de madurez, de pino silvestre y pino salgareño.  
La Mola de Cati. Autor: Bruno Durán/Parc Natural dels Ports

# 5 Casos piloto

- 102**      **Caso piloto 1**  
No intervención en un rodal del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama
- 106**      **Caso piloto 2**  
Generación de madera muerta en un hayedo del Parc Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny
- 110**      **Caso piloto 3**  
Selvicultura para la madurez en el Parc Natural dels Ports
- 116**      **Caso piloto 4**  
Promoción de la diversidad estructural y específica en masas artificiales de pino carrasco en la provincia de Zaragoza



## Caso piloto 1

# No intervención en un rodal del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama

**Javier Donés Pastor<sup>1</sup>, Marisol Redondo Rodríguez<sup>1</sup>, Patricia Riquelme Osado<sup>2</sup> y Miguel Cabrera Bonet<sup>3</sup>**

(1) Centro Montes y Aserradero de Valsaín. Organismo Autónomo Parques Nacionales

(2) Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Junta de Castilla y León

(3) Aranzada Gestión Forestal, S.L.P

Madera muerta en pie y en el suelo en la Umbría de Siete Picos. Autor: J.M. Forcadell



### 5.1.1. Descripción de la zona

El paraje conocido como la Umbría de Siete Picos, situado bajo la cumbre del mismo nombre y la del Cerro Ventoso en la ladera norte de la Sierra de Guadarrama, alberga una magnífica representación de bosque maduro de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). La vegetación arbórea está conformada prácticamente de forma exclusiva por el pino silvestre, acompañado de matorrales de jabino, piorno, brezo, arándanos, etc. El estrato herbáceo lo forman cervunales y pastizales psicroxerófilos, destacando en este último la presencia del endemismo ibérico *Armeria caespitosa*.

La Umbría de Siete Picos forma parte del cuartel de protección del monte «Pinar de Valsaín» (nº 2 del Catálogo de los Montes de Utilidad Pública de la provincia de Segovia). Junto con el monte «Matas de Valsaín» (nº 1 del CUP de la provincia de Segovia), cubren una superficie algo inferior a las 11.000 ha, que son propiedad del Organismo Autónomo Parques Nacionales, quien a través de la unidad administrativa Centro Montes y Aserradero de Valsaín (CMAV) lleva a cabo su gestión. El primer documento de gestión de estos montes data de 1874, existiendo además una Real Cédula del siglo XVIII y alguna ordenanza anterior. Actualmente, se está procediendo a la redacción de las revisiones de los documentos de gestión forestal y silvopastoral de los dos montes gestionados por el CMAV. Los montes de Valsaín disponen de múltiples figuras de protección, siendo la más reciente y de mayor importancia para la Umbría de Siete Picos, la de Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama.

### 5.1.2. Actuaciones realizadas

La aprobación en mayo de 2019 del Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) de la parte castellano-leonesa de este parque nacional ha supuesto la creación de dos Zonas de Reserva (ZR) en la vertiente norte del Parque: la ZR de la Umbría de Siete Picos de 117,5 ha y la ZR de la Umbría de Cerro Ventoso de 50,9 ha, ambas solo separadas por una pequeña franja de terreno que permite el acceso al Collado Ventoso.

En las zonas de reserva se prohíbe el aprovechamiento forestal, la recogida de cualquier tipo de leña, el pastoreo extensivo (aunque no se impide físicamente el acceso de ganado) y el acceso, salvo con fines científicos o de gestión.

Estas zonas de reserva albergan un rodal representativo de bosque maduro de pino silvestre, en el que se pueden encontrar árboles de gran tamaño, aperturas en el dosel, bosquetes de regenerado, madera muerta en pie y en suelo, presencia de microhábitats en los troncos de los árboles y prácticamente sin rastros de intervención humana. Se tiene la evidencia de la existencia de pinos de varios siglos de edad, con 13 pies datados del siglo XVI y concretamente uno de ellos del año 1554. Se trata de ejemplares cercanos a su límite de longevidad.

Los Montes de Valsaín cuentan con una larga tradición en lo que al uso forestal se refiere, con diferentes intensidades de extracción de madera a lo largo de varios siglos.

Las zonas altas, por su inaccesibilidad, pendiente, etc., siempre tuvieron un aprovechamiento forestal más residual. En 1978 ya se comenzó a considerar la Umbría de Siete Picos como cuartel de protección y cesó la extracción de madera. Aún se pueden observar en la actualidad algunos tocones y los muñones de la poda de ramas gruesas en pies de los extremos este y oeste de la zona, consecuencia de la mayor accesibilidad de estas áreas por los puertos de la Fuenfría, de Collado Ventoso y de Navacerrada, provocados por la necesidad de leña en la posguerra. Desde entonces, solo se tiene datada una corta en la Umbría de Siete Picos de pequeña entidad, así como la retirada de árboles cerca del Puerto de la Fuenfría a consecuencia de un potente episodio de derribos precisamente en 1978.

Es otro temporal el que más recientemente supuso una importante aportación de madera muerta a la zona, cuya disponibilidad se encontraba mermada. En 1996 se produjo un episodio de precipitaciones extraordinarias en forma de nieve, midiéndose el día 21 de enero 150 mm y un total de 559 mm durante el mes de enero (registros que suponen los máximos en la estación meteorológica del Puerto de Navacerrada desde su creación en 1946). Esta precipitación extraordinaria, combinada con los fuertes vientos que se dieron de manera inmediata (con rachas superiores a los 120 km/hora), produjo el derribo en zonas altas del monte Pinar de más de 47.000 m<sup>3</sup> de madera (106.000 pies mayores de 20 cm y 160.000 pies de diámetro normal entre 10 y 20 cm), que supuso el aporte de una gran cantidad de madera muerta al suelo del cuartel de protección, del que no fue retirada, a diferencia del resto del monte donde sí se produjo dicha retirada en los años siguientes.

Para la caracterización del rodal<sup>7</sup>, si bien ya se disponía de datos de las parcelas del inventario de diferentes revisiones de la ordenación del monte, se levantaron 21 parcelas de 50 x 50 m que proporcionaron información sobre diversas características dasométricas. Así, el diámetro máximo registrado es de 127,3 cm, aunque existen pies de mayor tamaño. Los pies muy gruesos son considerados para esta zona los de diámetro normal mayor de 60 cm, existiendo una media de 22,85 pies/ha de estas características. La altura máxima es de 27,1 m, elevada para una zona que está en el límite altitudinal de la especie. El volumen medio por hectárea de los pies mayores supone 282,24 m<sup>3</sup>; el área basimétrica alcanza los 43,45 m<sup>2</sup>/ha, correspondiendo 15,09 m<sup>2</sup>/ha a los pies gruesos (Dn ≥ 60 cm), 23,61 m<sup>2</sup>/ha a los medianos (60 > Dn ≥ 10 cm) y 6,64 m<sup>2</sup>/ha a los delgados (Dn < 10 cm). La madera muerta en pie supone 21,84 m<sup>3</sup>/ha y el volumen de madera muerta en el suelo 8,34 m<sup>3</sup>/ha, que corresponde a un 10,69% sobre el arbolado vivo. Por último la presencia de regenerado es de 196 pies menores/ha.

7—La financiación de todos los trabajos realizados en la Umbría de Siete Picos, así como de los costes del personal técnico y de guardería forestal están soportados por los presupuestos que el Organismo Autónomo Parques Nacionales destina en los capítulos I, II y VI de los Presupuestos Generales del Estado al Centro Montes y Aserradero de Valsaín, así como por el Fondo de Mejoras de los Montes de Valsaín.

### 5.1.3. Resultados obtenidos

Las características estructurales de los rodales maduros hacen posible la presencia de especies que requieren un hábitat especialmente ligado a este estado de desarrollo del bosque. Entre éstas encontramos hongos, musgos, líquenes, aves, mamíferos e insectos que se pueden considerar especies indicadoras de madurez forestal.

En cuanto a especies de fauna que pueden considerarse indicadoras de la presencia de características de bosque maduro, destacan los murciélagos estrictamente forestales. En el rodal de la Umbría de Siete Picos se ha constatado la presencia de todas las especies estrictamente forestales que por distribución pueden aparecer (*Nyctalus lasiopterus*, *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula*, *Plecotus auritus*, *Barbastella barbastella*, *Myotis bescheini* y *Myotis mystacinus*) y, además, se ha podido comprobar una mayor actividad de murciélagos en este rodal que en otros rodales vecinos.

Entre las aves encontramos una importante presencia de trepador azul (*Sitta europaea*), especie que incrementa su abundancia con la edad y el grosor del arbolado. De otras aves que están presentes y que pueden ser indicadoras de madurez forestal, como los picos y otras especies trogloditas, se carece de información que permita comparar con otros rodales no maduros del monte.

La madera en descomposición y la gran cantidad de microhábitats, propios de la madurez forestal, es consustancial con la presencia de insectos saproxílicos (coleópteros, dípteros, miriápodos, colémbolos,...). Durante estos últimos años se han iniciado trabajos destinados a mejorar el conocimiento de los insectos saproxílicos presentes en la Umbría de Siete Picos y su comparación con otros rodales cercanos. Hasta el momento, los primeros resultados de estos trabajos han constatado la existencia de coleópteros y otros insectos característicos de estos procesos.

En relación a las especies indicadoras de bosque maduro queda mucho trabajo por hacer, estando pendiente en primer lugar elaborar los catálogos de las especies presentes de líquenes, hongos y briófitos y completar los de los insectos. A partir de los trabajos realizados en las revisiones de la ordenación del monte también se dispone de información que permite seguir la evolución de determinados indicadores del estado de la zona. En la 8ª Revisión de la Ordenación Forestal del monte Pinar de Valsaín se ha obtenido un modelo 3D de máximo detalle de una de las parcelas de 50 x 50 m existente, que permitirá observar la evolución a lo largo del tiempo de la estructura y disposición de elementos de la vegetación arbórea y arbustiva tanto en pie como en el suelo, los fustes y su corteza, las copas, etc.

Toda esta información debe facilitar el seguimiento y mejor conocimiento de estas dos zonas de reserva establecidas en el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, que albergan una de las mejores representaciones de bosque maduro de pino silvestre en la Península Ibérica y cuyo objetivo es preservar un rodal de bosque con un grado elevado de madurez dejado a su libre evolución.

## Caso piloto 2

# Generación de madera muerta en un hayedo del Parc Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny

**Eduard Piera i Pallás<sup>1</sup>, Josep Muñoz-Batet<sup>2</sup>, Daniel Guinart Sureda<sup>3</sup>, Narcís Vicens Perpinyà<sup>4</sup> y Anna Sanitjas Olea<sup>4</sup>**

(1) Consultor independiente

(2) Museu de Ciències Naturals de Barcelona

(3) Diputació de Barcelona

(4) Diputació de Girona

Generación de madera muerta en el suelo, en el Parc Natural del Montseny. Autor: D. Guinart



### 5.2.1. Descripción de la zona

La Fageda del Campament de Santa Fe es un hayedo acidófilo en el Parc Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny, propiedad de la Diputació de Barcelona. La especie dominante es *Fagus sylvatica*, con presencia de *Ilex aquifolium*, *Abies alba*, *Corylus avellana* y *Populus tremula* como especies acompañantes. El sotobosque está prácticamente ausente (exceptuando la presencia de *Cytisus scoparius*, *Calluna vulgaris*, *Hedera helix* y *Rubus sp.* en los escasos espacios abiertos existentes) y el escaso estrato herbáceo está representado por *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon* y *Viola sp.* La estructura del hayedo es uniforme, con alturas dominantes en torno a los 25 m.

La mayor parte de los pies no supera los 100 años y aunque existen evidencias de extracción de madera, no se han hecho claras planificadas para la mejora de la masa forestal. Aunque la intervención silvícola ha estado ausente en los últimos 50 años y, por tanto, su potencialidad como bosque tendente a la madurez es alta, faltan algunos atributos estructurales (hay poca madera muerta y poca regeneración natural por la inexistencia de claros) y sus elementos de biodiversidad asociados. Por ello las entidades gestoras del Parque Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny (diputaciones de Barcelona y Girona) llevan realizando desde 2012 intervenciones encaminadas a generar madera muerta, diversificar la estructura de la masa forestal y abrir claros en diversos hayedos del parque, entre los que se encuentra la Fageda del Campament.

### 5.2.2. Actuaciones realizadas

Las actuaciones silvícolas de generación de madera muerta ejecutadas en 2014 y en 2018 han sido las siguientes:

- Corta de 50 pies de haya de diferente diámetro normal (entre 20 y 60 cm), realizado entre 50 cm y 100 cm del suelo, con el fin de evaluar la colonización diferencial de organismos saproxílicos según el tamaño del tocón. Los troncos se han dejado en el suelo sin trocear. En algún caso, el ramaje se ha troceado para facilitar el contacto del tronco con el suelo.
- Anillado de 12 pies de haya de diferente diámetro normal (entre 40 y 60 cm), a 50 cm del suelo.

En total se han obtenido 62 pies (en pie y tumbados sin trocear) sobre los que se ha realizado una labor de seguimiento de la biodiversidad de insectos saproxílicos generada por este elemento durante 2018. En el caso de la Fageda del Campament se planeó un diseño metodológico específico para evaluar el efecto de la generación de madera muerta en los insectos saproxílicos y especialmente en el orden de los coleópteros (Piera y Muñoz-Batet, 2019).

Las cuatro parcelas de seguimiento instaladas en 2018 (de 1.000 m<sup>2</sup> cada una) se han ubicado recogiendo cuatro situaciones en relación al tipo de madera muerta generada:

- **Parcela A:** madera muerta generada en 2014
- **Parcela B:** madera muerta generada en 2018 y en 2014
- **Parcela C:** madera muerta generada en 2018
- **Parcela D (control):** sin madera muerta generada artificialmente

En cada parcela se instalaron seis trampas de intercepción de vuelo modelo CROSSTRAP a 2 m del suelo, siguiendo la geometría de un plano hexagonal de 20 m de lado. Las trampas han estado funcionando desde el 15 de mayo al 4 de septiembre de 2018, siendo revisadas cada 15 días aproximadamente. Por otro lado, en cada parcela se han tomado datos de aquellos indicadores de madurez forestal más relevantes para los organismos saproxílicos: cobertura arbustiva y herbácea, cobertura arbórea y altura dominante y subdominante de las especies principales, datos de todos los pies vivos y muertos de diámetro normal mayor de 7,5 cm y caracterización de la madera muerta gruesa.

### 5.2.3. Resultados obtenidos

En total, se han identificado 88 especies de coleópteros saproxílicos (casi un 67% del total de especies recolectadas), de las que 19 se encuentran incluidas en la lista roja de coleópteros saproxílicos de la UICN, todas ellas en la categoría de «preocupación menor» (LC). Seis especies son de nueva catalogación en el Parc Natural y Reserva de la Biosfera del Montseny. Entre las diversas especies identificadas, destacan por su valor de conservación *Acalles misellus*, *Ischnomera sanguinicollis*, *Sinodendron cylindricum* o *Pediacus dermestoides*. *Rosalia alpina*, pese a no ser capturada en las trampas, fue detectada y fotografiada en uno de los troncos abatidos en el marco de las intervenciones realizadas.

La respuesta de la comunidad de saproxílicos a las distintas intervenciones realizadas ha sido desigual, siendo la parcela B la que presentó con diferencia una mayor diversidad y riqueza de especies y familias de insectos saproxílicos en particular y de coleópteros en general, tanto catalogadas por UICN como no catalogadas. Además, esta parcela es la que presentaba mejores indicadores de madurez, si bien estos no eran significativamente diferentes a los del resto de parcelas.

En relación a los parámetros estructurales de la masa forestal, el volumen de madera muerta (según el estado de descomposición) y la presencia de claros son las variables que mejor explican las características de la comunidad de saproxílicos. Hay que destacar que, a pesar de encontrarse en un estadio lejano de la madurez,

las actuaciones silvícolas han contribuido a mejorar sensiblemente la diversidad de saproxílicos en el hayedo, obteniendo incluso valores más altos que en otros hayedos considerados de alta calidad (Müller y Bussler, 2008), por lo que se recomienda extender los trabajos a gran parte del hayedo, respetando la dinámica natural en el resto del monte. La comparación del volumen medio de madera muerta gruesa de la Fageda del Campament de Santa Fe con otros hayedos peninsulares y europeos muestra el camino por recorrer en la mejora de este atributo de la madurez forestal (Tabla 10).

**Tabla 10.** Volumen medio de madera muerta gruesa ( $m^3/ha$ ;  $D_n > 7,5$  cm) en la Fageda del Campament de Santa Fe y en otros hayedos del Montseny, peninsulares y europeos.  
Fuente: Piera y Muñoz-Batet (2019) y Sanitjas *et al.* (2017).

	Volumen medio de madera muerta ( $m^3/ha$ )
Fageda del Campament de Santa Fe	2,1
Hayedos de Matagalls – Parc Natural del Montseny (Sanitjas <i>et al.</i> , 2017)	4,2
Reservas forestales europeas de haya (Christensen <i>et al.</i> , 2005)	130
Hayedos europeos en explotación forestal (Christensen <i>et al.</i> , 2005)	< 10
Hayedos de la Sierra de Aralar (Navarra)*	34
Hayedos europeos (Müller y Büttler, 2010)**	30 (mínimo) – 50 (óptimo)

(\*) Hayedos con el mismo grado de desarrollo que la Fageda del Campament de Santa Fe.

(\*\*) Valores considerados como mínimos y óptimos para las comunidades de saproxílicos de los hayedos europeos.

No se ha capturado ningún coleóptero saproxílico estricto de microhábitats asociados a árboles viejos, ya que en el Montseny rara vez se encuentran hayas de más de 200 años. En este sentido, se recomienda hacer una planificación de árboles viejos e incluso medidas para la veteranización de árboles, tales como la generación artificial de microhábitats. También se recomienda gestionar debidamente perturbaciones ocasionadas por tormentas de viento, nieve o lluvia intensa o de períodos de sequía, fenómenos crecientes en el marco de los escenarios de cambio climático y que favorecen la generación de madera muerta, presencia de claros y una mayor diversidad estructural.

## Caso piloto 3

# Selvicultura para la madurez en el Parc Natural dels Ports

**Josep María Forcadell Roig<sup>1</sup> y Josep Sabaté Balsells<sup>2</sup>**

(1) Parc Natural dels Ports, Generalitat de Catalunya

(2) Parc Natural dels Ports

Generación de madera muerta y estacas en una parcela experimental en el Parc Natural dels Ports. Autor: J. Sabaté



### 5.3.1. Descripción de la zona

La finca La Campana es una propiedad en el término municipal de Alfara de Carles, ubicada en el Parc Natural dels Ports, un Espacio Natural de Protección Especial integrado en la Red Natura 2000 por ser Zona de Especial Conservación (ZEC) y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). El área de actuación tiene una superficie de 2,76 ha.

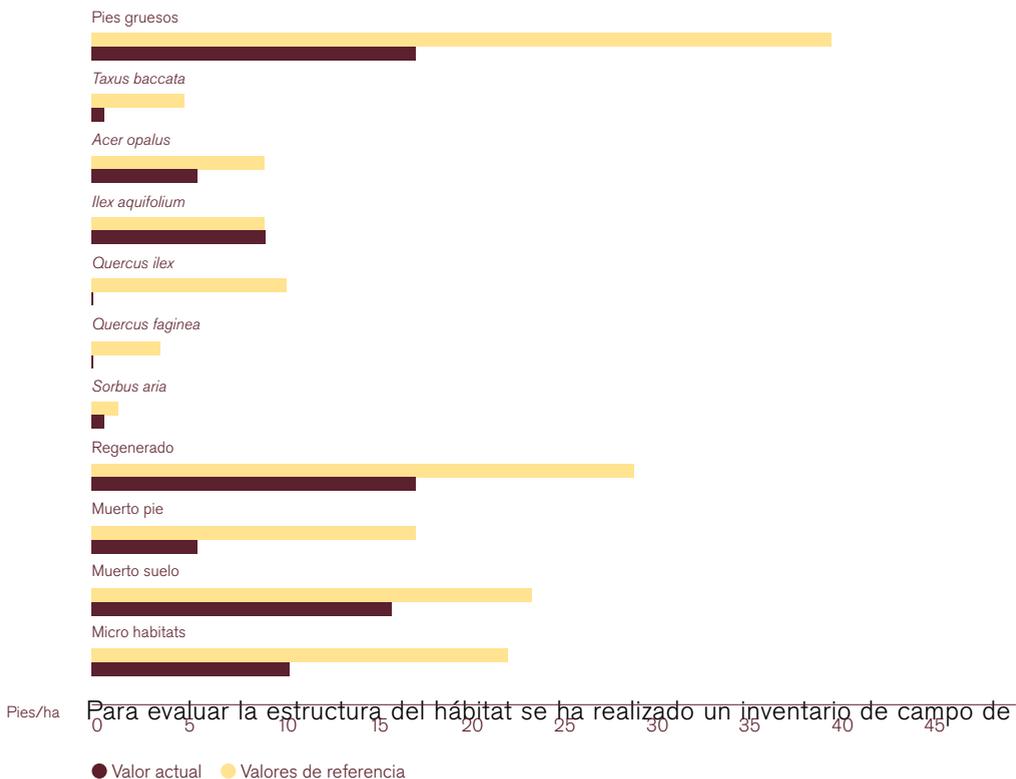
En la zona de actuación —el entorno denominado Els Clots— se desarrolla un bosque mixto de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) de estructura irregular. Bajo los pinos aparecen otras especies minoritarias como la encina (*Quercus ilex*), el acebo (*Ilex aquifolium*), el arce (*Acer opalus* subsp. *granatense*) y el tejo (*Taxus baccata*). El rodal presenta un estrato arbustivo abundante y complejo con el boj (*Buxus sempervirens*) como especie dominante, junto al guillomo (*Amelanchier ovalis*), el enebro (*Juniperus* sp.), destacando también algunas especies herbáceas incluidas en el Catálogo de Flora Amenazada de Cataluña, como *Pyrola chlorantha* y *Centaurea podospermifolia*. En cuanto a la dinámica reciente del hábitat, se trata de un rodal en el que no se realiza ninguna corta de aprovechamiento desde hace aproximadamente 40 años. Este hecho ha propiciado un enriquecimiento de especies propias de ambientes forestales poco perturbados y una fisonomía condicionada por los procesos de la dinámica natural.

La finca La Campana fue adquirida por los actuales propietarios en 1973. En los primeros años no existió ningún proyecto de ordenación, aunque se realizaron cortas intensas entre 1975 y 1995. La primera ordenación forestal se aprobó en 1995 con un objetivo preferente de producción de madera. Transcurridos 12 años no se había realizado ninguna corta debido a la baja rentabilidad de la madera; en el área concreta de trabajo se realizaron las últimas cortas a finales de los años 80.

En el año 2007 se redactó un nuevo proyecto de ordenación diversificando objetivos y dando mayor peso a los usos no madereros como los cinegéticos y la producción de trufa, así como determinadas acciones destinadas a la conservación de los hábitats de mayor interés. Así, en el año 2012 se realizó la apertura de diversos claros aprovechando antiguos campos de cultivo colonizados por el arbolado. El objetivo de estas actuaciones fue recuperar espacios abiertos, mejorar el pasto para la fauna cinegética y disminuir la vulnerabilidad frente a incendios forestales.

### 5.3.2. Actuaciones realizadas

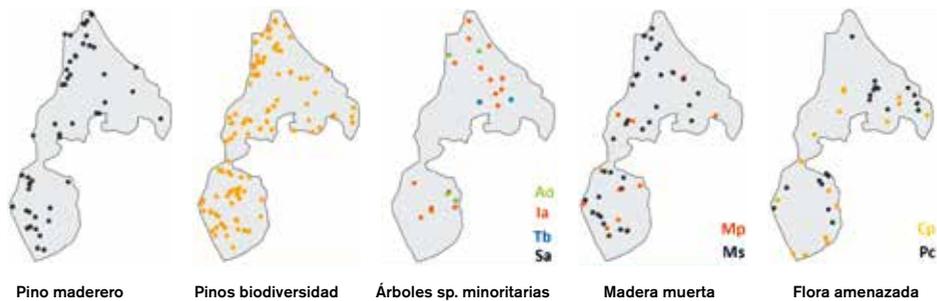
Durante el año 2018, en el marco del proyecto LIFE RedBosques, se ha elaborado un nuevo proyecto de ordenación demostrativo para el monte La Campana, en el que se plantea la aplicación de un modelo de silvicultura que compatibiliza objetivos de conservación y productivos.



**Figura 8.** Abundancia (pies/ha) de cada uno de los elementos indicadores de naturalidad y madurez forestal en el rodal objeto de actuación (barras oscuras) en comparación con los umbrales (percentil 90 de los valores de los 14 rodales) obtenidos de los rodales de referencia (barras claras).

elementos estructurales indicadores de naturalidad y madurez forestal (árboles gruesos, madera muerta, especies minoritarias, núcleos de regeneración y dendro-microhábitats). Los resultados obtenidos se han comparado con una estructura de referencia establecida a partir del análisis de un total de 14 rodales de bosque mixto de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Pinus sylvestris* en la zona de Ports que presentan los mayores índices de madurez encontrados en la ZEC (Figura 8).

Las actuaciones silvícolas responden a un modelo de silvicultura orientado a compaginar la conservación de la biodiversidad y del hábitat con los intereses productivos del monte. Dicho modelo plantea itinerarios silvícolas que imitan la dinámica natural con el fin de conseguir gradualmente estructuras forestales con niveles de madurez y naturalidad propios del hábitat en estado natural. Los objetivos de este modelo selvícola son:



**Figura 9.** Localización de los pies de futuro seleccionados en el rodal de actuación, diferenciados en función del objetivo.

Ia: *Ilex aquifolium* / Ao: *Acer opalus* / Tb: *Taxus baccata* / Mp: Madera muerta en pie / Ms: Madera muerta en suelo / Cp: *Centaurea podospermifolia* / Pc: *Pyrola chlorantha*

#### Objetivos productivos:

- Favorecer el máximo desarrollo en crecimiento de los árboles de futuro.
- Conseguir fustes de grandes dimensiones, con turno de corta alrededor de 250 años.
- Aprovechar la madera cortada con fines de mejora de otros pies de futuro.

#### Objetivos ambientales:

- Garantizar que un conjunto de árboles de grandes dimensiones alcance la madurez fisiológica.
- Favorecer el máximo crecimiento de dichos árboles, como hábitat para las especies objetivo.
- Mejorar la presencia y desarrollo de especies arbóreas minoritarias.
- Favorecer la existencia de madera muerta de grandes dimensiones, en pie y en suelo.
- Aplicar medidas preventivas para la no afectación del estrato arbustivo con especial atención a los núcleos de regeneración y de flora amenazada.

El estrato arbolado se gestiona a nivel de árbol individual a partir de una selección de pies de futuro (árboles del modelo silvícola). Los árboles son inventariados y geo-referenciados individualmente, y a cada uno se le asocia un objetivo concreto, sea productivo o de conservación de la biodiversidad (Figura 9).

Las técnicas silvícolas aplicadas buscan imitar procesos naturales asociados a pequeñas perturbaciones y se consiguen realizando intervenciones discontinuas en el espacio de mediana y alta intensidad, centradas en la mejora del desarrollo de los árboles de futuro. Para ello, en la fase de inventario (y posterior revisión en la fase de marcaje de la actuación), se ha determinado un colectivo de árboles que pueden ser favorecidos mediante tratamiento silvícola de pies colindantes. Para cada árbol identificado se han aplicado alguno de los siguientes tratamientos:

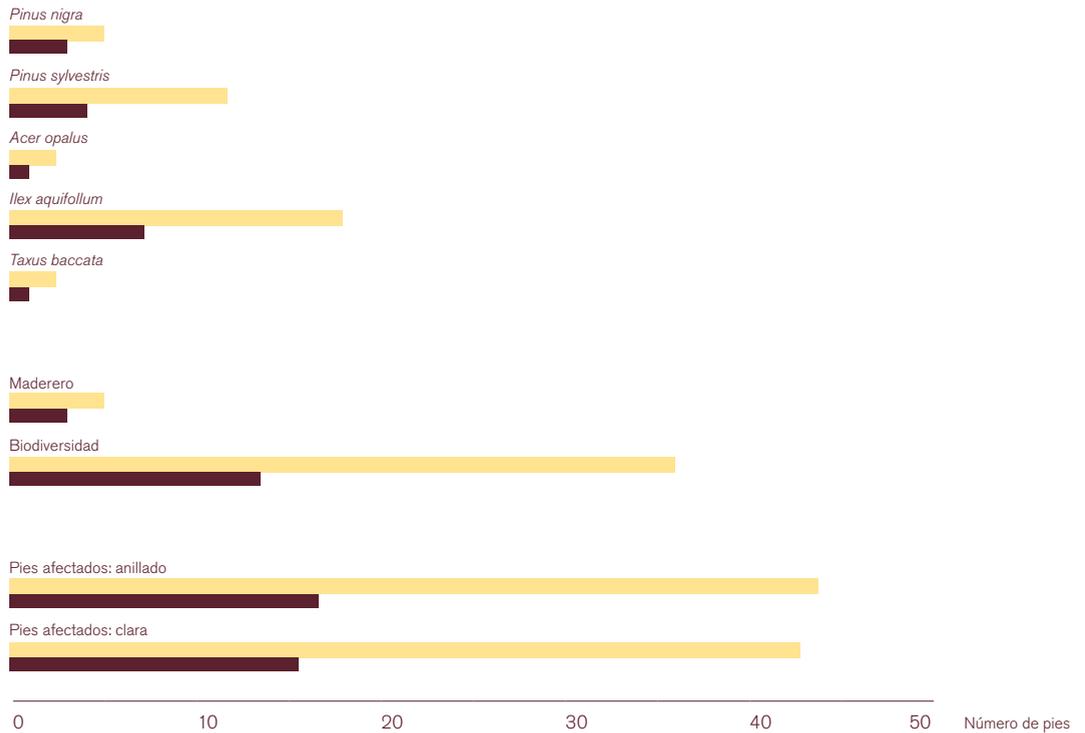
- **Clara de liberación:** consiste en apelear los árboles del estrato dominante y/o intermedio que se encuentran en elevada competencia con el árbol de futuro.
- **Anillado de liberación:** consiste en anillar pies que ejerzan una elevada competencia con el árbol de interés.
- **Anillado de generación de madera muerta:** se anillan algunos de los árboles identificados de interés para la conservación.
- **Sin tratamiento:** se trata de árboles que en la actualidad no requieren de ningún tratamiento por no presentar problemas de competencia. En futuros tratamientos deberá evaluarse la necesidad de intervención.

### 5.3.3. Resultados obtenidos

En el área de intervención se han localizado 200 árboles de futuro incluidos dentro del modelo silvícola sobre los cuales se ha intervenido en 42 (un 21% del total de árboles de futuro). Se han favorecido 7 pies de interés maderero y 35 de interés por biodiversidad. El mayor esfuerzo se ha centrado en la liberación de acebos. En total se han cortado 41 árboles y se han anillado 42, con un régimen de intervención de 31 pies/ha, de diámetro normal entre 20 y 35 cm (Figura 10).

Para realizar el seguimiento de las actuaciones se ha combinado información obtenida en campo (15 parcelas de seguimiento y un rodal de zona testigo) con cartografía obtenida a partir del post-proceso de fotografías aéreas captadas con un dron.

La elaboración del modelo silvícola y los trabajos silvícolas han sido financiados por el proyecto LIFE RedBosques y el Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat de Cataluña.



**Figura 10.** Resultados cuantitativos de los tratamientos en función de la especie, el interés (productivo o biodiversidad) y del tipo de técnica aplicada (claras o anillados). Se presentan los datos de forma absoluta (barras claras) y relativa a pies por hectárea (barras oscuras).

## Caso piloto 4

# Promoción de la diversidad estructural y específica en masas artificiales de pino carrasco en la provincia de Zaragoza

Álvaro Hernández Jiménez y Enrique Arrechea Veramendi

Servicio Provincial de Zaragoza de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Gobierno de Aragón

Estado del monte sin actuación: estancamiento y muerte de pies por competencia y ausencia total de subpisos. Autor: A. Hernández



### 5.4.1. Descripción de la zona

Se trata de una masa repoblada de pino carrasco (*Pinus halepensis*) del Monte de Utilidad Pública nº 250 «El Cierzo», en el término municipal de Tarazona (Zaragoza). La repoblación fue realizada en 1955 mediante plantación manual. En enero de 1999 se realizó un primer tratamiento selvícola (clara) a los 44 años de edad de la masa.

Antes de las actuaciones que aquí se describen, la masa presentaba una gran homogeneidad, con una densidad de 2.000 pies/ha, área basimétrica del orden de 33 m<sup>2</sup>/ha y un volumen de 125 m<sup>3</sup>/ha. Existía una regeneración muy escasa de sabina (*Juniperus thurifera*) y coscoja (*Quercus coccifera*), así como escasísimos pies arbustivos de bonetero (*Rhamnus alaternus*) y espino negro (*Rhamnus lycioides*). No aparecía regeneración de pino carrasco y había comenzado la mortalidad de pies por exceso de espesura (cifrada en 75 pies/ha), que afectaba a pies dominados o sumergidos.

### 5.4.2. Actuaciones realizadas

Con objeto de evaluar el efecto de la claras sobre la estructura de la masa, en el paraje de La Plana de Las Gavancillas se estableció un área de ensayo de tratamientos, con una superficie total de 6.400 m<sup>2</sup> (80 x 80 m) en la que se dispusieron cuatro parcelas de tratamientos diferenciados (20 x 20m). Se realizaron dos claras, una en 1999 y otra en 2017, con diferentes intensidades:

- **Tratamiento MF:** extracción muy fuerte centrada en los mejores pies (extracción de casi el 60% de los pies) y se dejan más de la mitad de los árboles dominados e intermedios. Clara selectiva (1/2 N) mixta-alta, con extracción del 49% de los pies y del 57% del área basimétrica.
- **Tratamiento F:** extracción fuerte, pero menos que MF. Se retira alrededor del 50% de los mejores árboles y casi todos los dominados e intermedios. Clara semi-sistemática (2/3 N) y mixta, que extrajo el 59% de los pies y el 57% de área basimétrica.
- **Tratamiento N:** tratamiento normalmente aplicado para producción:
  - Primera clara: extrae la gran mayoría de los pies dominados e intermedios y un tercio de pies dominantes y codominantes. Clara selectiva (1/2 N) baja, con extracción del 44% de los pies y del 37% del área basimétrica.
  - Segunda clara: selectiva, estrictamente por lo bajo extrayendo los pies de menor diámetro, con extracción del 34% de los pies y del 19% del área basimétrica.
- **Tratamiento T:** parcela testigo sin actuación.

Cada parcela se rodeó de una banda de 10 m de anchura en la que se realizó igual tratamiento que en la parcela, a fin de mitigar el efecto borde. Se han realizado mediciones en 1999, 2010 y 2016, y toma de datos de dendrocronología en 2018.

La Tabla 11 resume algunas de las principales características de la masa antes y después de las actuaciones.

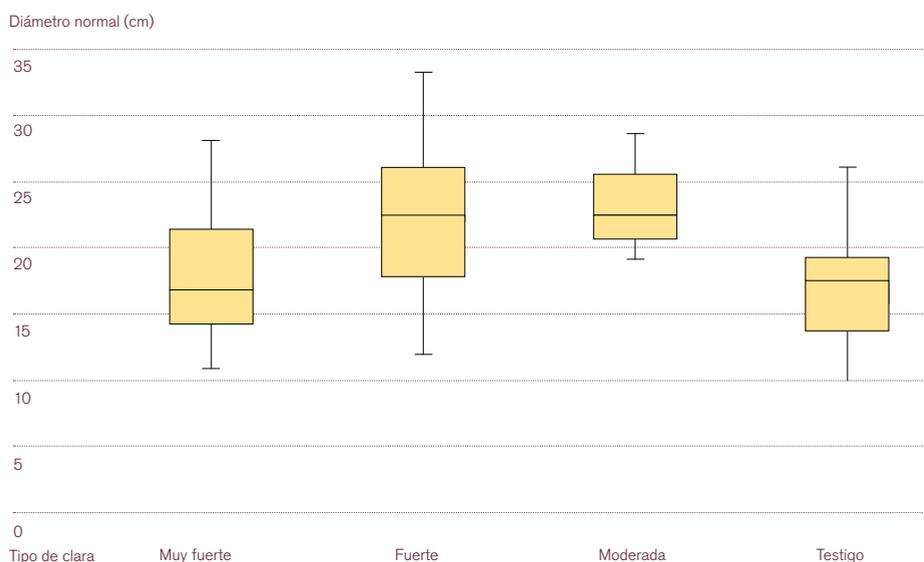
**Tabla 11.** Densidad de pies y área basimétrica en cada una de las cuatro parcelas experimentales, antes y después de las claras.

	Densidad (pies/ha)				Área basimétrica (m <sup>2</sup> /ha)			
	MF	F	N	T	MF	F	N	T
1999 Antes de clara	1.925	1.875	1.875	2.000	34,3	34,3	33,7	31,0
1999 Tras clara	975	775	1.050	2.000	15,5	14,8	21,3	31,0
2016 Antes de clara	625	500	1.025	1.700	18,5	20,9	37,3	39,4
2017 Tras clara			675				30,1	

### 5.4.3. Resultados obtenidos

Los principales resultados obtenidos muestran grandes diferencias en la estructura forestal resultante en función de la intensidad de la clara.

La diversidad estructural de la masa viva es mayor en los tratamientos MF y F: en dichos tratamientos los árboles se han desarrollado de forma desigual, de modo que existen pies pertenecientes a 6 y 5 clases diamétricas respectivamente, en tanto que en el tratamiento N se agrupan en 3 clases, frente a las 4 que aparecen en el tratamiento control (T). Mientras que la amplitud del rango diamétrico presente en el tratamiento MF es mayor de 23 cm., en el caso del tratamiento N apenas sobrepasa los 10 cm (Figura 11).



**Figura 11.** Valores del diámetro normal (cm) en cada una de las parcelas experimentales. Las cajas muestran la mediana y los percentiles 25 y 75. Los valores extremos son el valor mínimo y máximo.

La generación de madera muerta (Tabla 12) ha sido radicalmente diferente en función de la intensidad de la clara. En los tratamientos MF y F, en los que la actuación supuso una cierta desestabilización de la masa –en los primeros años sufrió derribos por viento y a partir de ellos la colonización de algunos pies por escolítidos– frente a los tratamientos N, donde prácticamente no se ha producido mortalidad, y T donde la mortalidad aparece únicamente por competencia, afectando a pies dominados o sumergidos de pequeño tamaño.

**Tabla 12.** Existencias y diámetros de madera muerta en pie y en el suelo después de los tratamientos, en cada una de las parcelas experimentales.

<b>Existencias de madera muerta (m<sup>3</sup>/ha)</b>	<b>MF</b>	<b>F</b>	<b>N</b>	<b>T</b>
En pie	2,40	8,53	0,64	2,72
Árboles tronchados	15,90	9,91	0,00	0,00
En el suelo	14,68	15,50	0,00	4,56
Total	32,99	33,95	0,64	7,27
<b>Diámetro normal de madera muerta (cm)</b>	<b>MF</b>	<b>F</b>	<b>N</b>	<b>T</b>
Medio	16,7	19,4	9,7	8,3
Máximo	24,3	29,5	9,7	15,0

Mientras que la inacción del tratamiento T conduce a un estancamiento del sistema, y el tratamiento N concentra toda la capacidad productiva de la estación en el dosel arbóreo, los tratamientos MF y F suponen desaprovechamiento de recursos por la masa arbórea y por tanto aparición de subpisos, en este caso de regeneración de especies arbóreas, consiguiendo tanto la diversificación de edades del pinar como la diversificación específica de la masa (Tabla 13).

Desde un punto de vista de producción de madera los tratamientos MF y F suponen una extracción puntual muy fuerte pero limitan la capacidad productiva, precisamente al desviar la acumulación de biomasa hacia estratos diferentes al del dosel principal, con lo que el crecimiento acumulado por los árboles a nivel de rodal es mucho menor que el del tratamiento N, que por el contrario maximiza el crecimiento de la masa principal.

Sin embargo, para tener una visión más completa de la producción del ecosistema debe cuantificarse tanto el volumen de los pies vivos, como el de la necromasa, y el de las extracciones realizadas. Se comprueba que el volumen total es muy similar en el caso de los tratamientos F y N (este último antes de la segunda clara), y solo se diferencian por su reparto entre volumen vivo y muerto. El tratamiento MF ha acumulado menor biomasa, lo que explica su mayor nivel de regeneración y el mayor desarrollo de ésta. El tratamiento T, por su parte, evidencia de forma significativa el estancamiento y pérdida de crecimiento derivados de la alta competencia (Tabla 14).

**Tabla 13.** Indicadores de regeneración y reposición de especies tolerantes tras las actuaciones, en cada una de las parcelas experimentales.

Regeneración de pino carrasco (pies/ha)	MF	F	N	T
Árboles h < 0,5 m	Muy abundantes	Muy abundantes	Abundantes	Inexistentes
Árboles h 0,5-1,3 m	1.375	500	-	-
Árboles h > 1,3 y Dn < 2,5 cm	350	-	-	-
Árboles h > 1,3 y Dn 2,5 –5 cm	25	-	-	-
TOTAL	1.750	500	-	-
Reposición de especies tolerantes (pies/ha)				
Coscoja ( <i>Quercus coccifera</i> )	275	400	Muy escaso	Muy escaso
Sabina albar ( <i>Juniperus thurifera</i> )	100	25	Muy escaso	-
Aladierno ( <i>Rhamnus alaternus</i> )	-	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
Espino negro ( <i>Rhamnus lyciodes</i> )	-	-	Muy escaso	Muy escaso
TOTAL	375	425	-	-

Las claras fuertes, mixtas o por lo alto, irregularizan la masa, induciendo mortalidad y regeneración, y producen una pérdida patente de producción de volumen en pie. Las claras fuertes, con extracción de más del 50% del área basimétrica propician derribos por viento y roturas por nieve, procesos que pueden ser seguidos por pequeños ataques de insectos perforadores. Todo ello crea una distribución por golpes, dejando numerosos huecos en la masa, que son inmediatamente ocupados por regenerados de pino carrasco, y propician también la aparición y desarrollo de otras especies que no tienen oportunidad bajo sombra intensa.

Por otra parte, la madera muerta, ya sea en pie o en el suelo es abundante. Estos efectos parecen potenciarse si la clara se ejecuta por lo alto, al ser menor la espesura y la estabilidad de la masa residual, y quedar más expuesta a derribos. Se consigue una rápida diversificación de las condiciones iniciales de la masa repoblada, ganando en diversidad específica y estructural y propiciando la irregularización tanto en diámetros como en edades. Los pies dominantes que permanecen tras la clara ven muy favorecido su crecimiento, lo que hace que en un período breve aparezcan árboles de buen diámetro.

Desde el punto de vista de la productividad, las claras fuertes mixtas-altas suponen una pérdida evidente de producción frente a un régimen de claras más moderado.

**Tabla 14.** Volumen de madera y biomasa acumulada (en toneladas de materia seca) tras las actuaciones, en cada una de las parcelas experimentales.

Volumen acumulado de madera con corteza (m <sup>3</sup> /ha)	MF	F	C	D
Volumen inicial (1999)	130,01	130,68	127,85	115,72
Extraído en 1ª clara	71,93	74,34	46,43	
Extraído en 2ª clara			27,41	
Volumen final en pie	73,36	85,67	122,67	152,68
Volumen total extraído	71,93	74,34	73,84	
Volumen acumulado (en pie+extracciones)	145,29	160,01	196,51	152,68

Las claras moderadas ejecutadas selectivamente por lo bajo, que extraen del orden del 50% de los pies y del 33% del área basimétrica, por el contrario, permiten un perfecto estado sanitario de la masa, sin que en la misma se produzca prácticamente mortalidad, maximizando además la producción. Suponen una homogeneización de la masa, al retirar la fracción inferior de la distribución diamétrica y propiciar un desarrollo uniforme de los pies remanentes. No se produce regeneración ni aparición de madera muerta, ni grandes incrementos diametrales individuales, por lo que no hay incremento de la diversidad estructural y específica que, al contrario, puede disminuir frente a zonas sin actuación.

Desde un punto de vista de mejora de la biodiversidad, las claras más intensas pueden ser recomendadas en repoblaciones incluidas en espacios de Red Natura 2000, actuando de forma homogénea o, mejor aún, intercalando rodales con claras fuertes y otros con las intensidades recomendadas en los modelos selvícolas productivos.



El trepador azul (*Sitta europaea*) está característicamente asociado a los rodales de bosque más maduro. Autor: E. Martínez i Ibartz

## 6 Conclusiones y perspectivas

Los bosques europeos —y en particular los mediterráneos— se encuentran en una encrucijada. Tras siglos de uso muy intenso seguidos de un brusco abandono, la mayor parte de la superficie de bosque está hoy formada por masas jóvenes o rejuvenecidas, muy simplificadas desde el punto de vista de la biodiversidad, que son particularmente vulnerables a perturbaciones como grandes incendios y plagas. Esta vulnerabilidad se acentúa en un escenario de cambio climático, que hace prever mayores temperaturas y sequías más intensas.

Tanto la inacción, como continuar con las mismas políticas como si nada hubiera cambiado nos llevan a un callejón sin salida. Es por tanto prioritario actuar para que nuestros bosques, esenciales para el bienestar de la sociedad, se encuentren en un buen estado de conservación que asegure su pervivencia a largo plazo. Para ello, las áreas protegidas y la Red Natura 2000 son escenarios preferentes en los que desarrollar nuevas políticas forestales.

El proceso participativo puesto en marcha gracias al proyecto LIFE RedBosques, que ha permitido dinamizar un colectivo de más de un centenar de profesionales de la conservación y la gestión forestal, nos permite identificar algunos de los retos y principales líneas de trabajo a desarrollar en el futuro más inmediato en torno a la gestión de los bosques:

- En un contexto de abandono rural generalizado y de pérdida de rentabilidad de los aprovechamientos madereros del monte, es preciso poner en valor el conjunto de servicios que los bosques proveen a la sociedad. Para ello hay que incorporar a la gestión forestal una mayor variedad de objetivos, como la conservación de la biodiversidad, la recuperación de procesos ecológicos o la adaptación al cambio climático. Es necesario adoptar un punto de vista estratégico con objetivos a largo plazo, y una escala territorial amplia —que supere una aproximación a escala de finca o monte— como oportunidad para avanzar hacia un nuevo modelo de gestión. Esto incluye la necesidad de considerar el bosque a escala de paisaje, como un mosaico heterogéneo en el que estén presentes las diferentes fases del ciclo silvogenético y los procesos ecológicos asociados.
- Es preciso mejorar el conocimiento sobre la dinámica de los ecosistemas forestales mediterráneos en lo que se refiere a la madurez forestal y su relación con el régimen de perturbaciones (en especial el fuego). Los modelos existentes, basados

en bosques boreales y atlánticos, deben ser adaptados a la realidad de paisajes que son afectados periódicamente por perturbaciones de gran intensidad.

- La silvicultura es una potente herramienta para la mejora del estado de conservación del bosque, y en muchos lugares puede emplearse con este objetivo. Pero es preciso promover un cambio de mentalidad a todos los niveles, desde los tomadores de decisiones a los planificadores y el personal que ejecuta las actuaciones sobre el terreno, para incorporar nuevos objetivos a la gestión convencional. Para ello es necesario mejorar la capacitación de todos los actores implicados, desde el nivel político al técnico.
- En este contexto de restauración de la funcionalidad ecológica del bosque, será preciso identificar y caracterizar los últimos rodales maduros existentes, por su singularidad y su importancia como reservorios de biodiversidad y como referentes para una silvicultura que promueva una mayor heterogeneidad y diversidad, y por tanto una mayor resiliencia.
- Una vez identificados, en algunos lugares será preciso asegurar su protección efectiva mediante los instrumentos adecuados. Esto incluye una amplia gama de posibilidades, desde la protección legal en algunos lugares, a instrumentos de planificación forestal o acuerdos voluntarios con propietarios. Los últimos rodales maduros deberían formar parte de una red a escala nacional, integrada a su vez en redes internacionales.
- Una gestión forestal dirigida a la mejora del estado de conservación debería convertirse en una oportunidad para la obtención de recursos financieros. Para ello es preciso mejorar la interlocución con los gestores de fondos europeos con el objetivo de incorporar actuaciones y criterios adecuados de conservación de la biodiversidad en la implementación de las medidas de los Programas de Desarrollo Rural.
- Una gestión forestal dirigida a alcanzar esta variedad de objetivos precisa la participación de todos los actores implicados en la gestión del bosque, en especial los propietarios, tanto públicos como privados, haciéndoles partícipes de la necesidad de mejorar el estado de conservación de los bosques, más allá del beneficio económico directo. En el contexto actual de cambio climático y de mayor incidencia de perturbaciones como fuego o sequía, la gestión de estos riesgos y el mantenimiento de la propiedad en un buen estado de conservación, debería ser un incentivo para la gestión del monte.
- Es preciso comunicar mejor el valor de los bosques en general y de los rodales maduros en particular, y de las diferentes opciones de gestión necesarias para su conservación (desde la no intervención a la gestión activa), como medio para

ganar apoyo para su conservación. Esta comunicación debe ir dirigida a la sociedad en general tanto como a los tomadores de decisiones y a los propietarios forestales.

La Red Natura 2000 es la piedra angular de la política de conservación de la biodiversidad de la UE. Los bosques representan el 50% de la superficie protegida por Natura 2000, por lo tanto la mejora de su estado de conservación es una prioridad para el conjunto de la UE y para sus estados miembros. En este sentido, la nueva Estrategia de Biodiversidad 2030 y el European Green Deal que desarrolla la Comisión, son oportunidades relevantes para poner la conservación de los bosques en la agenda internacional.



La declaración como reserva en 1972 ha permitido la evolución natural del pinsapar en el Parque Natural Sierra de Grazalema. Autor: J.A. Atauri

# 7 Glosario

Se explica a continuación de forma concisa el sentido que se da en este documento a los términos más importantes:

## **Apeo**

Actuación consistente en derribar un árbol, cortándolo a ras del suelo.

## **Bosque**

Ecosistema cuya fisionomía y estructura principal viene determinada por una formación arbolada más o menos continua. Compuesto por un mosaico de teselas o «rodales» en diferente estado sucesional, algunos de los cuales pueden ser de vegetación arbustiva o herbácea, debido a la acción de perturbaciones naturales. En conjunto, la dinámica a escala de bosque es de mosaico cambiante (*shifting mosaic*): el bosque está formado por un mosaico de teselas en diferente estado sucesional, o grado de maduración (o «fases») desde rodales recién regenerados, rodales jóvenes, rodales en pleno desarrollo, hasta rodales senescentes. Estos últimos pueden ser finalmente sustituidos por rodales jóvenes o perpetuarse por periodos de tiempo más o menos largos.

## **Bosque maduro**

Bosque cuya dinámica está libre de intervención humana, compuesto por rodales en todas las fases de desarrollo o madurez, singularmente con presencia de rodales en la «fase de senescencia». Un bosque maduro debe tener tamaño suficiente para mantener todas las fases del ciclo silvogenético, de modo que un determinado rodal viejo pueda ser reemplazado en el futuro por otro con la suficiente madurez.

## **Bosque mixto**

Por oposición a bosques monoespecíficos o «puros» aquellos en cuyo dosel comparten el espacio diversas especies. Recientemente (Sainz Ollero *et al.* 2017) se ha propuesto considerar mixtos los bosques integrados por varias especies arbóreas en los que ninguna presenta un área de ocupación superior al 70% de la tesela.

## **Bosque primario**

Aquel que no ha sido alterado por la acción humana en ningún momento de su historia (en la literatura anglosajona, «primeval forest»).

## **Bosque secundario**

Bosque que en algún momento ha sido modificado por la acción humana.

## **Bosque viejo**

Bosques que lo son de forma ininterrumpida desde hace mucho tiempo (siglos), aunque no necesariamente maduros si han sido gestionados de forma continuada (*ancient forest*).

## **Clase diamétrica**

Intervalos establecidos para la agrupación de datos de diámetro normal y su estudio estadístico. En España suele tener una amplitud de 5 cm.

## **Corta de policía**

Corta selectiva de pies muertos, enfermos o mal situados en una masa forestal.

## **Dendromicrohábitats**

Tipo de microhábitats característicamente ligados a los árboles.

**Diámetro normal**

Diámetro del tronco de un árbol en pie medido a 1,30 m sobre el suelo (en ocasiones denominado diámetro a la altura del pecho).

**Dinámica natural**

Se entiende que un rodal o monte se gestiona respetando la dinámica natural cuando el ciclo silvogenético y la sucesión ecológica tienen lugar sin intervención humana. Generalmente corresponden con zonas de reserva.

**Esciófila**

Planta que vive a la sombra.

**Especie tolerante**

Aquella cuyos individuos, en las primeras edades, toleran y exigen sombra más o menos densa.

**Extracortable**

En una selvicultura clásica, árbol que ha sobrepasado el diámetro máximo a mantener en el cuartel o monte, y que por tanto debería ser cortado, para homogeneizar la masa resultante.

**Formas de masa**

Clasificación de una masa forestal en función de la edad de los pies que la forman: puede ser regular, semi-regular, o irregular.

**Hábitat forestal**

Hábitat de interés comunitario correspondiente a la categoría de bosque.

**Masa**

Sector del monte uniforme en cuanto a especie o grupo de especies principales, edad, calidad y estado.

**Masa irregular**

Masa arbórea cuyo dosel presenta árboles con mezcla de diferentes clases de edad.

**Masa semirregular**

Masa arbórea cuyo dosel se encuentra distribuido por edades en superficies distintas de manera que, en cada una de ellas, al menos el 90% de los pies pertenece a dos clases artificiales de edad cíclicamente contigua.

**Masa regular**

La formada por árboles de una misma clase de edad. Masa en la que la diferencia de edad de sus pies es pequeña, del orden de 10 a 20 años como máximo.

**Método de beneficio**

Procedimiento que se sigue y operaciones que se ejecutan en una masa arbórea para obtener el regenerado. Sus diferentes modalidades dan lugar a las formas fundamentales de masa forestal: monte alto, monte medio o monte bajo.

**Método de ordenación**

Sistema de planificación de la gestión de los recursos y funciones de un monte para conseguir un modelo organizativo teórico de la masa forestal. Los métodos utilizados tradicionalmente en España están ideados para compatibilizar el aprovechamiento de madera con la persistencia del arbolado.

**Rodal**

Sector del bosque de características estructurales, específicas y ecológicas relativamente homogéneas, que se distingue claramente de los otros sectores que le rodean. En bosques manejados, cada rodal suele contar con un uso preferente y un tratamiento específico en toda su extensión.

En bosques no manejados los rodales se originan por la acción de perturbaciones con efecto sobre una extensión de tamaño mediano a grande. Por convención y como referencia, se puede tomar un tamaño mínimo de una hectárea, aunque lo habitual es que cuente con una superficie comprendida entre 5 y 50 ha.

### **Rodal de referencia**

Para un Hábitat de Interés Comunitario, rodal con las características de madurez más avanzadas disponibles en el territorio. Es la mejor representación de la dinámica del bosque sin intervención humana, por lo que puede considerarse una referencia para la evaluación del estado de conservación de otras masas de ese mismo hábitat.

### **Rodal maduro**

Aquel que tiene «características de madurez» como consecuencia de una elevada continuidad temporal y una dinámica de pequeñas perturbaciones: presencia de árboles de gran tamaño, aperturas en el dosel de copas, presencia de golpes de regenerado, madera muerta en pie y en el suelo en cantidad significativa, presencia frecuente de microhábitats en los troncos de los grandes árboles.

### **Rodal viejo**

Sector del bosque en una fase avanzada de madurez, que ha alcanzado la fase de senescencia, por lo que a las características anteriores de madurez une la presencia de árboles muy viejos, en el límite de su longevidad, junto con ejemplares ya muertos.

### **Rodal viejo cultural**

Rodal formado en su mayor parte por árboles viejos, resultado de un manejo histórico. Generalmente este último tipo de rodales viejos de origen antrópico carecerán de alguna o muchas de las características de madurez necesarias para poder considerarlo un rodal viejo, especialmente la dinámica poblacional natural. Por ejemplo, un oquedal de hayas o robles trasmochos, o una dehesa de encinas o alcornocues.

### **Temperamento (de una especie)**

Condición de una especie arbórea en relación con la luz, que se manifiesta en su exigencia y tolerancia de insolación directa en las primeras edades de las plantas para mantener un desarrollo normal. Según el temperamento, las especies se clasifican en: de luz, robustas o intolerantes; de media luz; de media sombra; de sombra, delicadas o tolerantes.

### **Tipos de hábitats de interés comunitario**

Hábitats que, en el territorio europeo de los Estados miembros, se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural; o bien presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente restringida; o bien constituyen ejemplos representativos de características típicas de una o varias regiones biogeográficas. Esos tipos de hábitats están enumerados en el Anexo I de la Directiva Hábitats.

### **Trasmochado**

Técnica tradicional de aprovechamiento cortando los árboles a 2 o 3 metros de altura sobre el suelo, con periodicidad de unos 20 años. De esta forma se compatibiliza el aprovechamiento de maderas y leñas con el pastoreo extensivo.

### **Tratamiento selvícola**

Intervención o conjunto de intervenciones sobre la masa arbolada, generalmente mediante la corta de pies, diseñada y ejecutada para conseguir un determinado fin.

### **Veteranización**

Actuaciones realizadas sobre pies concretos para simular o forzar la aparición de caracteres propios de árboles viejos en individuos sin la edad suficiente para tenerlos (descortezamientos, heridas, huecos...).



Los bosques maduros albergan una biodiversidad característica de musgos, líquenes y hongos. Talo de *Lobaria amplissima* sobre *Quercus flex* en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. Autor: E. Martínez i Ibartz

## 8 Referencias

- Alexander, K. N. A., 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: issues of definitions and conservation language. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 63: 1-6.
- ANEGX, 2008. Revalorització i protecció dels boscos madurs de la Garrotxa. ANEGX, Delegació de la Garrotxa de la ICHN, 182 pp.
- Antor, R. J., García, M. B., 1994. Primeros datos sobre la estructura y dinámica del hayedo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Lucas Mallada* 6: 9-15.
- Aragón, G., Abuja, L., Belinchón, R. y Martínez, I., 2015. Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research* [en línea], vol. 134, no. 3, pp. 443-451.
- Ardelean, I.V., Keller, C. y Scheidegger, C., 2015. Effects of Management on Lichen Species Richness, Ecological Traits and Community Structure in the Rodnei Mountains National Park (Romania). En: T. MIKI (ed.), *PLOS ONE* [en línea], vol. 10, no. 12, pp.
- Arnstadt, T., Hoppe, B., Kahl, T., Kellner, H., Krüger, D., Bauhus, J. y Hofrichter, M., 2016. Dynamics of fungal community composition, decomposition and resulting deadwood properties in logs of *Fagus sylvatica*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*, vol. 382.
- Arrechea, E., 2015. Los efectos de las intervenciones selvícolas en las masas de monte bajo de *Quercus pyrenalca* en los montes públicos de la Sierra del Moncayo en Aragón. En: Herrero, A. y M.A. Zavala (editores). *Los bosques y la Biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. Pp. 535-542
- Aubin I, Munson AD, Cardou F, Burton PJ, Isabel N, Pedlar JH, Paquette A, Taylor AR, Delagrangre S, Kebli H, Messier C, Shipley B, Valladares F, Kattge J, Boisvert-Marsh L, McKenney D., 2016. Traits to stay, traits to move: a review of functional traits to assess sensitivity and adaptive capacity of temperate and boreal trees to climate change. *Environ Rev* 24(2):164–186.
- Barthod, C., Trouvilliez, J., 2002. La protection des forêts dans la politique forestière française. Cas particulier des réserves intégrales. *Revue Forestière Française*, LIV, 1-2002, pp. 7-16.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258:525-537
- Belinchón, R., Martínez, I., Aragón, G., Escudero, A. y de la Cruz, M., 2011. Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. *Fungal Biology* [en línea], vol. 115, no. 12, pp. 1270-1278.
- Beltrán, M.; Piqué, M.; Cervera, T.; Palero, N.; Camprodon, J. 2018. Manual de buenas prácticas de gestión para la conservación de los bosques de pino laricio. Compatibilización de la producción forestal y la conservación del hábitat. Proyecto Life+ PINASSA. Centre de la Propietat Forestal, 68 p.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., y Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Bernes C, Macura B, Jonsson BG, *et al.*, 2018. Manipulating Ungulate Herbivory in Temperate and Boreal Forests: Effects on Vegetation and Invertebrates. *A Systematic Review*. *BioMed Central* 7:13 . doi:10.1186/s13750-018-0125-3
- Binkley, D., Sisk, T., Chambers, C., Springer, J., Block, W., 2007. *The role of old-growth forests in frequent-fire landscapes*. *Ecology and Society* 12(2): 18.
- Blasi, C., Burrascano, S., Maturani, A., Sabatini, F. M. (eds.), 2010. Old-growth forest in Italy. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Ministero dell'Ambiente e de la Tutela del Territorio y del Mare.
- Boch, S., Prati, D., Hessemöller, D., Schulze, E.-D. y Fischer, M., 2013. Richness of Lichen Species, Especially of Threatened Ones, Is Promoted by Management Methods Furthering Stand Continuity. En: F. de Bello (ed.), *PLoS ONE* [en línea], vol. 8, no. 1
- Boddy, L. y Jones, T.H., 2008. Interactions between basidiomycota and invertebrates. En: L. Boddy, J.C. Frankland y P. van West (eds.), *British Mycological Society Symposia Series*. S.I.: Elsevier Ltd., pp. 155-179.
- Boddy, L., 2001. Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecological Bulletins*, no. 49, pp. 43-56.
- Bormann, F. H., Likens, G. E., 1994. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.

- Bosch, O., Giné, L., Ramadori, E. D., Bernat, A., Gutiérrez, E., 1992. *Disturbance, age, and size structure in stands of Pinus uncinata Ram.* Pirineos, 140: 5-14.
- Bouget, C. y Nageleisen, L.M., 2009. Saproxylic coleoptera. En: C. Bouget y L.-M. Nageleisen (eds.), *Forest Insect Studies: Methods and Techniques. Key Consideration for Standardisation.* Paris: Office National des Forêts, pp. 100-105.
- Bouget, C., Brustel, H. y Zagatti, P., 2008. The French Information System on Saproxylic Beetle Ecology (FRISBEE): an ecological and taxonomical database to help with the assessment of forest conservation status. *Revue d'Ecologie*, vol. 10.
- Brunet J, Fritz Ö, Richnau G. 2010. Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecol Bull.* 2010;53:77-94.
- Brunialti G., L. Frati, M. Aleffi, M. Marignani, L. Rosati, S. Burrascano y S. Ravera, 2010. Lichens and bryophytes as indicators of old-growth features in Mediterranean forests. *Plant Biosyst —An Int J Deal with all Asp Plant Biol.*;144(1):221-233.
- Brustel, H., 2007. *Avaluació del valor biològic dels boscos francesos per mitjà dels coleòpters saproxílics. Els Arbres vells i la conservació de la biodiversitat.* Perpinyà: Office National des Forêts. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, pp. 246.
- Burrascano S, Lombardi F, Marchetti M. 2008. Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosyst —An Int J Deal with all Asp Plant Biol.*;142(2):313-323.
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, M., Blasi, C., 2013. *Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review.* *Forest Ecology and Management* 291 : 458-479.
- Camprodon, J. y E. Plana (Eds.). 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal.* Segunda edición revisada y ampliada. Publicacions i edicions de la Universitat de Barcelona.
- Camprodon, J., Campián, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J.L. y Senosiain, A., 2007. *Estado, selección del hábitat i conservación de los pícidos ibéricos.* *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal.* Edicions U. Barcelona: s.n., pp. 391-434.
- Camprodon, J., Guixé, D. y Flaquer, C., 2009. *Efecto de la gestión forestal sobre los quirópteros en hayedos de Cataluña.* *Galemys*, vol. 21, pp. 195-215.
- Camprodon, J., Salvanyà, J. y Soler-Zurita, J., 2008. *The Abundance and Suitability of Tree Cavities and Their Impact on Hole-Nesting Bird Populations in Beech Forests of NE Iberian Peninsula.* *Acta Ornithologica [en línea]*, vol. 43, no. 1, pp. 17-31.
- Cantero A. G. Passola; A. Aragón; M.de Francisco; VMugarza; PRiaño. 2013. *Apuntes sobre trasmochos. Guía de buenas prácticas para el trasmocheo.* Gipuzkoako Foru Aldundia-Diputación Foral de Gipuzkoa.
- Cárcamo S., G. Gorospe, D. Campián, A. Senosiain y O. Schwendtner. 2020. *El pico dorsiblanco: una reliquia pirenaica de la era glacial.* *Revista Quercus*, nº 407, enero 2020.
- Carey, A. B., Curtis, R. O., 1996. *Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management.* *Wildlife Society Bulletin* 1996, 24(4):610-620
- Carlson A., Sandström U., Olsson K. 1998. *Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest.* *Ardea* 86: 109–119.
- Castell C. 2019. *Naturaleza y salud: una alianza necesaria.* *Gac Sanit.* <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2019.05.016>
- Chiari, S., Carpaneto, G.M., Zauli, A., Marini, L., Audisio, P. y Ranius, T., 2012. *Habitat of an endangered saproxylic beetle, Osmoderma eremita, in Mediterranean woodlands.* *Écoscience [en línea]*, vol. 19, no. 4, pp. 299-307.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., ... Vrska, T., 2005. *Dead wood in European beech (Fagus sylvatica) forest reserves.* *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 267–282.
- Coppins, A. M., Coppins, B. J., 2002. *Indices of Ecological Continuity for Woodland Epiphytic Lichen Habitats in the British Isles.* *British Lichen Society.*
- Cortés, C., Fulé, P. Z., Falk, D. A., Villanueva-Díaz, J., Yocom, L. L., 2012. *Linking old-growth forest composition, structure, fire history, climate and land-use in the mountains of northern México.* *Ecosphere* 3(11):106. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00161.1>.
- CREAF, 2011. *Inventari dels boscos singulars de Catalunya.* <http://www.creaf.uab.es/BoscosSingulars/index.htm>
- D'Amato, A., P. Catanzaro, 2005. *Restoring old-growth characteristics.* *University of Massachusets and The Nature Conservancy*

- Danescu, A., U. Kohnle, J. Bauhus, J. Sohn, and A.T. Albrecht. 2018. Stability of tree increment in relation to episodic drought in uneven-structured, mixed stands in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 415–416: 148–159.
- DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels. Pp 187. [http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17](http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17)
- Drever M. C., K. H. Aitken, A. R. Norris, K. Martin. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141: 624– 634
- EEA, 2014. Developing a forest naturalness indicator for Europe. EEA Technical report N° 13/2014. European Environment Agency.
- Egan, D., 2007. *Conserving and restoring old growth in frequent-fire forests: cycles of disruption and recovery*. *Ecology and Society* 12(2): 23. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art23/>
- Eriksson M, Lilja S, Roininen H. 2006. Dead wood creation and restoration burning: Implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *For Ecol Manage.*;231(1-3):205-213.
- Eriksson M, Neuvonen S, Roininen H. 2007. Retention of Wind-Felled Trees and the Risk of Consequential Tree Mortality by the European Spruce Bark Beetle Ips Typographus in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22: 516-523
- Espinosa Ruiz, S.; San Miguel Ayanz, A.; Cañellas Rey de Viñas, I.; Alberdi Asensio, I. 2017. Establecimiento de indicadores armonizados para la evaluación del estado de conservación de los hábitats de bosque de la red Natura 2000. 7º Congreso Forestal Español. Comunicación 7CFE01-511. 12 pp. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia, Cáceres).
- EUROPARC-España. 2011. Guía de aplicación del estándar de calidad en la gestión para la conservación en espacios protegidos. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los Espacios Naturales. Madrid. 78 páginas.
- EUROPARC-España. 2013. Proyectos de ordenación de montes: herramientas para la conservación en los espacios protegidos. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- European Commission. 2015. Natura 2000 and forests. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- FAO. 2012. Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Proceedings. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 22-25 January 2002
- FAO. 2013. State of Mediterranean forest 2013. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fernández, A. y L. Gómez, 2016. Qué son los bosques antiguos de laurisilva. Su valor y situación en Canarias. En: Alfonso-Carrillo, J. (Ed). *Actas XI Semana Científica Telesforo Bravo*. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias. Puerto de la Cruz, Tenerife.
- Fiedler, C., Friederici, E. P., Petrunco, M., Denton, C., Hacker, W. D., 2007. Managing for old growth in frequent-fire landscapes. *Ecology and Society* 12(2): 20.
- Flaquer, C., Torre, I., Arrizabalaga, A. 2007. Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales. Pàg. 469-488, In: Camprodon, J., Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions de la Universitat de Barcelona -Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Franklin J.F., Spies T.A., Pelt R. Van, *et al.* 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For Ecol Manage*; 155(1-3):399-423.
- Franklin, J. 1989. Towards a new forestry. *Am. For.* November/December: 37-44.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., 1991. *Ecological Definitions of Old-Growth Douglas-Fir Forests*. In: *Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-285. Portland, OR: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, pp. 61-69.
- Gao, T., Nielsen AB, Hedblom M. 2015. Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecol Indic.*;57(October):420-434.
- García, N. *et al.* 2018. The conservation status and distribution of Mediterranean saproxylic beetles. Malaga, Spain: IUCN. xii + 58 pp.
- García Antón, M., J. Maldonado Ruiz, C Morla Juaristi y H. Sainz Ollero. 2002. Fitogeografía histórica de la península ibérica. En: Pineda, F.D., J.M. de Miguel, M.A. Casado, J. Montalvo (Eds). *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación S.A., Madrid.

- García Cardo, O. *En preparación*. Atlas de la flora singular y amenazada de la provincia de Cuenca. Tesis doctoral, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.
- García Feded, C., Berglund, H. y Strnad, M., 2015. Scoping document: information related to European old growth forests. ETC/BD report to the EEA.
- Geib, S.M., Filley, T.R., Hatcher, P.G., Hoover, K., Carlson, J.E., Jimenez-Gasco, M. del M., Nakagawa-Izumii, A., Sleighter, R.L. y Tien, M., 2008. Lignin degradation in wood-feeding insects. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America [en línea], vol. 105, no. 35, pp. 12932-7.
- Gil, E., Villar, L., López, F., 1989. Sobre la estructura de un hayedo-abetal virgen en el pirineo occidental: la selva de Aztaparreta (Alto Roncal-Navarra). Acta biol. mont., 1989 (IX) : 225-236.
- Gilg, O. 2004. Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi. Cahiers Techniques de l'ATEN: 74. ATEN, Montpellier, 96p
- Gillis, A. M. 1990. The new forestry. BioScience 40: 558-562.
- González, J. M., Piqué, M. y Vericat, P. 2006. Manual de ordenación por rodales. Gestión multifuncional de los espacios forestales. Centre Tecnològic i Forestal de Catalunya.
- Göthlin, E., Schroeder, L. M. and Lindelöw, Å. 2000. Attacks by *Ips typographus* and *Pityogenes chalcographus* on windthrown spruces (*Picea abies*) during the two years following a storm felling. Scandinavian Journal of Forest Research, 15: 542–549
- Grindal, S. D. Brigham, R. M.. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience, 6: 25-34.
- Gross, A., O. Holdenrieder, M. Pautasso, V. Queloz, and T.N. Sieber. 2014. *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. Molecular Plant Pathology 15: 5–21.
- Grove, S.J., 2002. Saproxyllic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. Annual Review of Ecology and Systematics [en línea], vol. 33, no. 1, pp. 1-23.
- Goux N. 2013. Gestion forestière et biodiversité, les enjeux de conservation d'une espèce parapluie: *Limoniscus violaceus* (Coleoptera). Tesis doctoral. Université Pierre et Marie Curie —Paris VI.
- Gunn, J. S., M. J. Ducey, and A. A. Whitman. 2014. Late-successional and old-growth forest carbon temporal dynamics in the Northern Forest (Northeastern USA). Forest Ecology and Management 312: 40–46.
- Gustafsson, L., S. C. Baker, J. Bauhus, W. J. Beese, A. Brodie, J. Kouki, D. B. Lindenmayer, *et al.* 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. BioScience 62: 633–645.
- Halkka, A., Lappalainen, L., 2001. Insights into Europe's forests protection. WWF-World Wide Fund For Nature, Gland, Switzerland.
- Halme, P. y Kotiaho, J.S., 2012. The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity research. Biodiversity and Conservation [en línea], vol. 21, no. 1, pp. 205-219.
- Hansen, A. J.; T. A. Spies, F. J. Swanson, and J. L. Ohmann. 1991. Conserving Biodiversity in Managed Forests. Lessons from natural forests. BioScience, 41(6): 382-392.
- Harmon, M. E., W. K. Ferrell, and J. F. Franklin. 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. Science 247: 699–702.
- Harmon, M.E. 2009. Woody Detritus Mass and its Contribution to Carbon Dynamics of Old-Growth Forests: the Temporal Context. In: Wirth Christian et al, ed. Old-Growth Forests. Berlin Heidelberg: Springer Verlag; Berlin. doi:10.1007/978.
- Hatcher, P.E., 1995. Three-way interactions between plant pathogenic fungi, herbivorous insects and their host plants. Biological Reviews [en línea], vol. 70, no. 4, pp. 639-694.
- Hawksworth, D.L., 1991. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. Mycological Research [en línea], vol. 95, no. 6, pp. 641-655.
- Hedgren, P. O. 2002. Dead wood retention and the risk of bark beetle attack. Acta Universitatis Sueciae, Silvestria 247. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden
- Hedgren, P.O., Schroeder, L. M. and Weslien, J. 2003. Tree killing by *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytidae) at stand edges with and without colonized felled spruce trees. Agricultural and Forest Entomology, 5: 67–74.
- Herm, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. y Lawesson, J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation [en línea], vol. 91, no. 1, pp. 9-22.
- Hidalgo, J., Vila, J. 2013. *Les reserves forestals del programa Sèlvans. Resultats i perspectives*. En: Mallarach, J. M., Montserrat, J., Vila, J., (coord.), 2013. Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Històrica Natural.

- Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R. y Müller, J., 2018. Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, vol. 55, no. 6.
- Hjältén, J., Stenbacka, F., Pettersson, R.B., Gibb, H., Johansson, T., Danell, K., Ball, J.P. y Hilszczański, J., 2012. Micro and Macro-Habitat Associations in Saproxyllic Beetles: Implications for Biodiversity Management. En: H.H. BRUUN (ed.), *PLoS ONE* [en línea], vol. 7, no. 7, pp. e41100.
- Hofmeister, J., Hosek, J., Brabec, M., Dvorák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Koiž, M., Borovioka, J., Jan Boták, J., Vašutová, M., Malíček, J., Palice, Z., Syrovátková, L., Steinová, J., Cernajová, I., Holá, E., Novozámská, E., Cížek, L., Iarema, V., Baltaziuk, K., Svoboda, T., 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators*, 57 (2015), pp. 497–504.
- Hoppe, B., Purahong, W., Wubet, T., Kahl, T., Bauhus, J., Arnstadt, T., Hofrichter, M., Buscot, F. y Krüger, D., 2016. Linking molecular deadwood-inhabiting fungal diversity and community dynamics to ecosystem functions and processes in Central European forests. *Fungal Diversity* [en línea], vol. 77, no. 1, pp. 367-379.
- Hunter, M. D., Varley, G. C., Gradwell, G.R., 1997. Estimating the relative roles of top-down and bottom-up forces on insect herbivore populations: a classic study revisited. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94, 9176–9181.
- Hunter, M. L., 1989. What constitutes an old-growth stand? *J For* 87:33–35.
- Jactel H., Gritti E. S., Drössler L., Forrester D. I., Mason W. L., Morin X., Pretzsch H., Castagneyrol B., 2018. Positive biodiversity–productivity relationships in forests: climate matters. *Biology Letters*, 2018; 14 (4): 20170747
- Jiménez, F.J., F.J. Gordo, A. González. 2006. Manual sobre criterios de gestión forestal compatible con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales. Junta de Castilla y León.
- Jönsson, N., Méndez, M. y Ranius, T., 2004. Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita* | *Animal Biodiversity and Conservation*. *Animal Biodiversity and Conservation* [en línea], vol. 27, no. 2, pp. 79-82.
- Kärvelo S, Björkman C, Johansson T, Weslien J, Hjältén J. 2017. Forest restoration as a double-edged sword: the conflict between biodiversity conservation and pest control. *J Appl Ecol*. 54(6):1658-1668.
- Kaufmann MR, Binkley D, Fulé PZ, Johnson M, Stephens SL, Swetnam TW. 2007. Defining old growth for fire-adapted forests of the western United States. *Ecol Soc*.;12(2).
- Keeton W. S., M. Chernyavskyy, G. Gratzer, M. Main, Knorn, M. Shpylychak, Y. Bihun. 2010. Structural characteristics and aboveground biomass of old growth spruce–fir stands in the eastern Carpathian mountains, Ukraine. *Plant Biosystems*, 144 (1).
- Keeton W.S. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *For Ecol Manage*. 2006;235(1-3):129-142.
- Keeton, W. S. 2005. Managing for old-growth structure in northern hardwood forests. *Proceedings of the 6th Eastern Old Growth Forest Conference*, pp. 6–11.
- Keeton, W. S., C. E. Kraft, and D. R. Warren. 2007. Mature and old-growth riparian forests: Structure, dynamics, and effects on Adirondack stream habitats. *Ecological Applications* 17: 852–868.
- Keren, S. y Diaci, J., 2018. Comparing the Quantity and Structure of Deadwood in Selection Managed and Old-Growth Forests in South-East Europe. *Forests* [en línea], vol. 9, no. 2, pp. 76.
- Kirk, T.K., Cowling, E. B., 1984. Biological decomposition of solid wood, pp. 455-487. En R.M. Rowell (ed.): *The chemistry of solid wood*. American Chemical Society. Washington DC.
- Kneeshaw, D. D. y Burton, P. J., 1998. Assessment of functional old-growth status: a case study in the Sub-boreal Spruce Zone of British Columbia, Canada. *Natural Areas Journal* 18:293–308.
- Kneeshaw, D. y Gauthier, S.. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Reviews*. 11. S99-S114.
- Kunz, T.H., 1982. *Roosting Ecology of Bats*. *Ecology of Bats* [en línea]. Boston, MA: Springer US, pp. 1-55.
- Kusch, J. y Idelberger, S., 2005. Spatial and temporal variability of bat foraging in a western European low mountain range forest. *Mammalia* [en línea], vol. 69, no. 1, pp. 21-33.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.M., Bussler, H., Isacsson, G. y Müller, J., 2012. Saproxyllic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators* [en línea], vol. 23, pp. 323-331.
- Larrieu, L., Gonin, P. 2010 L'indice de biodiversité potentielle ou IBP : un outil pratique au service de la biodiversité ordinaire des forêts. *Forêt-entreprise* n°190-Janvier 2010.

- Lassauce, A., Larrieu, L., Paillet, Y., Lieutier, F. y Bouget, C., 2013. The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. En: S.R. Leather y D. Quicke (eds.), *Insect Conservation and Diversity* [en línea], vol. 6, no. 3, pp. 396-410.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. y Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* [en línea],
- Lelli, C., Bruun, H.H., Chiarucci, A., Donati, D., Frascaroli, F., Fritz, Ö., Goldberg, I., Nascimbene, J., Tøttrup, A.P., Rahbek, C. y Heilmann-Clausen, J., 2019. Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation. *Forest Ecology and Management* [en línea], vol. 432, no. October 2018, pp. 707-717.
- Liang J., Crowther T. W., Picard N. et al, 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354:196.
- Lonsdale D, Pautasso M, Holdenrieder O. 2008. Wood-decaying fungi in the forest: Conservation needs and management options. *Eur J For Res.* 2008;127(1):1-22.
- Lonsdale, D. (ed.) 2013. Ancient and other veteran trees; further guidance on management. The Tree Council, London 212 pp.
- Lorber D., Vallauri, D., 2007. Contribution à l'analyse des forêts anciennes de Méditerranée. 1. Critères et indicateurs du gradient de naturalité. Rapport WWF, Marseille, 95 pp.
- Lutz J.A., Furniss T.J., Johnson D.J., Davies S.J. et al. 2018. Global importance of large-diameter trees. *Global Ecol. Biogeogr.* 27: 849-864.
- Luyssaert S., E.D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B.E. Law, P.H. Ciais, J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215 (11 September 2008).
- MAGRAMA. 2014. Diagnóstico del sector forestal español. Serie AgrInfo—Desarrollo Rural y Medio Ambiente, 8:1-10. Subdirección General de Análisis, Prospectiva y Coordinación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Mallarach, J.M. Montserrat y J. Vilá. 2013. Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 11 i 12 d'abril de 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- Maller C, Townsend M, ST Leger L, Henderson-Wilson C, Pryor A, Prosser L, Moore M. 2009. Healthy Parks, Healthy People: The Health Benefits of Contact with Nature in a Park Context. *The Goerge Wright Forum*; 26(2): 51-83.
- Mansourian, S., Rossi, M., Vallauri, D., 2013. Ancient Forests in the Northern Mediterranean: Neglected High Conservation Value Areas. Marseille: WWF France, 80 pp.
- Mariné, R. y Dalmau, J., 2000. Uso del hábitat por el mochuelo boreal en andorra (pirineo oriental) durante el periodo reproductor. *Ardeola*, vol. 47, no. 1, pp. 29-36.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. y Rauh, J., 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* [en línea], vol. 94, no. 2, pp. 199-209.
- Martín Herrero J. 2003. La ordenación de montes con objetivos de conservación. *Actas de la III Reunión sobre Regeneración Natural-IV Reunión sobre Ordenación de Montes. Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*; 15:197-224
- McGarvey, J. C., J. R. Thompson, H. E. Epstein, and H. H. Shugart. 2015. Carbon storage in old-growth forests of the Mid-Atlantic: toward better understanding of the Eastern forest carbon sink. *Ecology* 96: 311–317.
- MCPFE, 2007. *State of Europe's forests 2007*. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe MCPFE Liaison Unit Warsaw, Poland.
- Méndez, M. 2009 Los insectos saproxílicos: qué sabemos y qué nos gustaría saber. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, nº 44: 505–512.
- Merinero, S., 2015. Ecología y conservación del líquen *Lobarina scrobiculata* (Scop.) Nyl. Ex Cromb. en la Península Ibérica. S.I.: Universidad Rey Juan Carlos.
- Messier C., Bauhus J., Doyon F., Maure F. et al. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6:21
- Micó, E., Juárez, M., Sánchez, A. y Galante, E., 2011. Action of the saproxylic scarab larva *Cetonia aurataeformis* (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniidae) on woody substrates. *Journal of Natural History* [en línea], vol. 45, no. 41-42, pp. 2527-2542.

- Mikusinski G., M. Gromadzki, P. Chilarecki. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15 (1):208-217.
- Monserrat, J., 2013. Estat de conservació dels boscos madurs de Catalunya. *L'Atzavara*, 22: 73-78.
- Müller, J., & Bussler, H. 2008. Key factors and critical thresholds at stand scale for saproxylic beetles in a beech dominated forest, southern Germany. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 10, 81–90.
- Müller, J., y Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981–992.
- Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. y Zabransky, P., 2005. Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online*, vol. 2, pp. 106-113.
- Mulock, P. y Christiansen, E. 1986. The threshold of successful attack by *Ips typographus* on *Picea abies*: A field experiment. *Forest Ecology and Management*, 14: 125–132.
- Nieto, A. y Alexander, K.N.A., 2010. IUCN Red List [en línea]. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 9789279141522.
- Nordén, B. y Palto, H., 2001. Wood-decay fungi in hazel wood: species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biological Conservation* [en línea], vol. 101, no. 1, pp. 1-8.
- Økland, B., 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles An increased interest in species conservation in recent years has increased the need for studies of forest-dwelling beetles , especially obligate saproxylic beetles depending on de—caying wood. *Eur. J. Entomol.*, vol. 93, pp. 195-209.
- Oliver, C. D., Larson, B. C., 1996. *Forest stand dynamics. Update edition.* John Wiley and Sons, Inc.
- Paillet, Y, C. Pernot, V. Boulanger, N. Debaive, M. Fuhr, O. Gilg, F. Gosselin. 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346 (2015) 51–64.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjäältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Rienk-Jan Bijlsma, R., de Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M. T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, Volume 24, No. 1, 101-112.
- Paine, T. D., 2017. Natural Enemies and Biological Control of Cerambycid Pests. En: WANG, Q., (ed.), 2017. *Cerambycidae of the world: biology and pest management.* CRC Press. Boca Ratón, Florida. 628 pp.
- Palahi M, Mavsar R, Gracia C, Birot Y. 2008. Mediterranean forests under focus. *Int For Rev.*; 10(4):676-688.
- Palau, J, Garriga, M., 2013. *Inventari i conservació de boscos madurs al Parc Natural de l'Alt Pirineu.* En: Mallarach, J. M., Monserrat, J., Vila, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya. II Jornades sobre boscos madurs.* Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Històrica Natural.
- Palau, J. 2020. *Rewilding Iberia. Explorando el potencial de la renaturalización en España.* Lynx Edicions. Barcelona.
- Paños, F. 2018. Seguimiento de hábitats de interés comunitario de carácter arbolado en Castilla-La Mancha. Trabajo fin de master. Universidad Autónoma de Madrid.
- Parviainen, J., Little, D., Doyle, M., O'Sullivan, A., Kettunen, M., Korhonen, M., (eds.), 1999. *Research in Forest Reserves and Natural Forests in European Countries.* EFI Proceedings N° 16, 1999. European Forest Institute.
- Piera i Pallàs, E., Muñoz-Batet, J., 2019. Muestreo de la comunidad de coleópteros saproxílicos del pinar de Villanueva de Huerva. Informe preliminar. Inédito.
- Piera, E y Muñoz-Batet, J. 2019. Avaluació de l'efecte en els organismes saproxílics del projecte de millora de la biodiversitat i naturalitat dels hàbitats forestals del Parc Natural i Reserva de la Biosfera del Montseny. Diputació de Barcelona. Informe inédito.
- Potapov P., Yaroshenko A., Turubanova S., Dubinin M., Laestadius L., Thies C., Aksenov D., Egorov A., Yesipova Y., Glushkov I., Karpachevskiy M., Kostikova A., Manisha A., Tsybikova E., Zhuravleva I. 2008. Mapping the World's Intact Forest Landscapes by Remote Sensing. *Ecology and Society*, 13 (2)
- Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S., Esipova E. 2016. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 2017; 3:e1600821.

- Potenza, G., Fascetti, S., 2010. Lobarion as indicator of ancient forest in the Appennino Lucano (Basilicata-southern Italy). *L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments* 65 (6): 765-774.
- Pretzsch H., G. Schütze and P. Biber. 2018. Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *Forest Ecosystems* 5: 20.
- Quinto, J., Marcos-García, M. de los Á., Brustel, H., Galante, E. y Micó, E., 2013. Effectiveness of three sampling methods to survey saproxylic beetle assemblages in Mediterranean woodland. *Journal of Insect Conservation* [en línea], vol. 17, no. 4, pp. 765-776.
- Quinto, J., Marcos-García, M.Á., Díaz-Castelazo, C., Rico-Gray, V., Brustel, H., Galante, E. y Micó, E., 2012. Breaking down Complex Saproxylic Communities: Understanding Sub-Networks Structure and Implications to Network Robustness. En: A. DORNHAUS (ed.), *PLoS ONE* [en línea], vol. 7, no. 9, pp. e45062.
- Quinto, J., Micó, E., Martínez-Falcón, A.P., Galante, E. y Marcos-García, M. de los Á., 2014. Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. *Journal of Insect Conservation* [en línea], vol. 18, no. 5, pp. 981-992.
- Rajala, T., Tuomivirta, T., Pennanen, T. y Mäkipää, R., 2015. Habitat models of wood-inhabiting fungi along a decay gradient of Norway spruce logs. *Fungal Ecology* [en línea], vol. 18, pp. 48-55.
- Ranius, T., 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation* [en línea], vol. 103, no. 1, pp. 85-91.
- Recalde, J.I., 2010. «Lista Roja Europea de escarabajos saproxílicos» (Coleoptera) presentes en la Península Ibérica: actualización y perspectivas. *Heteropterus Revista de Entomología*, 10(2): 157-166., vol. 10, pp. 157-166.
- Redolfi de Zan, L., de Gasperis, S.R., Fiore, L., Battisti, C. y Carpaneto, G.M., 2016. The importance of dead wood for hole-nesting birds: a two years study in three beech forests of central Italy. *Israel Journal of Ecology & Evolution* [en línea], vol. 63, no. 1, pp. 1-9.
- Renvall, P., 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* [en línea], vol. 35, no. 1, pp. 1-51.
- Reque JA. *Selvicultura en espacios naturales protegidos. Compendio de Selvicultura Aplicada en España 2008*. Ministerio de Educación y Ciencia-INIA/Fundacion Conde del Val Salazar.:1005-1035.
- Romanik, N., Cadahía, D., 1992. *Plagas de insectos en las masas forestales españolas. 2ª Edición*. MAPA-ICONA. Colección Técnica. Madrid.
- Rose, 1988. Phytogeographical and ecological aspects of *Lobarion* communities in Europe. *Botanical Journal of the Linnean Society* (1988), 96: 69-79.
- Rose, F., 1985. The old forests of Western Europe and their epiphytic lichens. *British Lichen Society Bulletin*, 56: 1-8
- Rose, F., 1999. Indicators of ancient woodland —the use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife* 10: 241–251.
- Rossi, M., Vallauri, D. 2013. Evaluer la naturalité. *Guide pratique, version 1.2*. WWF, Marseille, 154 pag. <http://www.foretsanciennes.fr/wp-content/uploads/Rossi-Vallauri-2013.pdf>
- Rotherham, I. D., 2011. A landscape history approach to the assessment of ancient woodlands. En: WALLACE, E. B. (ed.), 2011. *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*. Nova Science Publishers.
- Rozas, V., 2001. Dinámica forestal y tendencias sucesionales en un bosque maduro de roble y haya de la zona central de la Cornisa Cantábrica. *Ecología*, N° 15, 2001, pp. 179-211.
- Rozas, V., 2004. A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 195 (2004) 205-219.
- Rozas, V., 2005. Heterogeneidad estructural y patrones espaciales en un bosque caducifolio maduro: implicaciones para la restauración y la gestión sostenible. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), *Actas 4º Congreso Forestal Español*. CD-Rom. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza. Tomo 1, pág. 145.
- Runnel, K. y Löhmus, A., 2017. Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* [en línea], vol. 27, pp. 155-167.
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G. y Mazzoleni, S., 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, *Chiroptera: Vespertilionidae*) in beech woodlands of central Italy: Consequences for conservation. *Biological Conservation*, vol. 117, no. 1, pp. 73-81.

- Russo, D., Cistrone, L. y Garonna, A.P., 2011. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation* [en línea], vol. 15, no. 5, pp. 685-693.
- Sabatini F.M., Burrascano S., Keeton W.S., *et al.* 2018. Where are Europe's last primary forests? *Divers Distrib.*;24:1426–1439.
- Sainz-Ollero, H., J.C. Velázquez, R. Sánchez de Dios. 2017. Hacia una clasificación de los bosques mixtos españoles. 7º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Madrid.
- Sánchez de Dios, R., Velázquez, J.C., Sainz Ollero, H. 2019. Classification and mapping of Spanish Mediterranean mixed forest. *Iforest* 12: 480-487
- Sánchez, A. y Recalde, J.I., 2012. *Limoniscus violaceus*. Bases Ecológicas Preliminares Para La Conservación de Las Especies de Interés Comunitario En España: Invertebrados. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 229-231.
- Sánchez-Sánchez, A., Balaguer, E., Galante, E. y Juárez, M., 2016. Chemical transformation of *Quercus* wood by *Cetonia* larvae (Coleoptera: Cetoniidae): An improvement of carbon and nitrogen available in saproxylic environments. *European Journal of Soil Biology*, vol. 78, pp. 57-65.
- Sandström J, Bernes C, Junninen K, *et al.* Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *J Appl Ecol.* 2019;56(7):1770-1781.
- Sandström U. 1992. Cavities in trees: Their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practice. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Sanitjas, A., Barrachina, M., Vicens, N., Garcia, P., Monleon, V.J y Herrero, C. (2017). Cuantificación de la madera muerta en los hayedos del Montseny (Girona). 7º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia.
- Schowalter, T., 2017. Arthropod Diversity and Functional Importance in Old-Growth Forests of North America. *Forests* 2017,8, 97.
- Schwendtner, O. 2007. La selvicultura de conservación de los procesos: un modelo de gestión forestal sostenible. *Navarra Forestal*, 18:13-18.
- Schwendtner, O. 2012. Gestión selvícola de hayedos en Navarra. Primera parte: la gestión tradicional. *Navarra Forestal*, 31:10-13.
- Schwendtner, O. 2013 Gestión selvícola de hayedos en Navarra. Tercera parte: los hayedos maduros como referencia para la gestión selvícola. *Navarra Forestal*, 33:9-13.
- Schwendtner, O., 2014. Los hayedos maduros como referencia para la gestión selvícola. *Navarra Forestal*, 33: 10-13..
- Schwendtner, O., Cárcamo, S., Senosiain, A. y Garmendia, A. 2014. Key habitat factors and threshold values for White-backed woodpecker in the south-western limit of its range: implications for a conservation-aimed forest management. En: *Woodpeckers in a Changing World*, 7th International Conference on Conservation and Ecology of Woodpeckers. Vitoria-Gasteiz.
- Seibold S, Gossner MM, Simons NK, *et al.* Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature.* 2019;574(7780):671-674.
- Serrada, R. 2011. Apuntes de selvicultura. Universidad Politécnica de Madrid.
- Serrada, J. 2017. La elección del tratamiento selvícola y los obstáculos para aplicarlo. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 43:91-110.
- Sevilla, F. 2008. Una teoría ecológica para los montes ibéricos. IRMA S.L. León.
- Siitonen J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol Bull.* 2001;49(49):11-41.
- Simard, S. W., Asay, A. K., Beiler, K. J., Bingham, M. A., Deslippe, J. R., Xinhua, H., Philip, L. J., Song, Y., Teste, F. P. 2015. Resource transfer between plants through ectomycorrhizal fungal networks. In: Horton TR, ed. *Mycorrhizal networks*. Springer berlin Heidelberg.
- Simón, J.C., Bermejo, E. e Hidalgo, R. (eds.) 2019. Manual para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Speight, MCD. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nat Environ Ser.*;42:78.
- Spies, T. A., Franklin, J. F., 1988. Old-growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. *Natural Areas Journal* 8:190–201.

- Spies, T. A., Franklin, J. F., 1996. The diversity and maintenance of old-growth forests. En: Szaro, R.C., Johnston, D.W. (eds.), 1996. Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice. Oxford University Press. New York. 778 p.
- Stephenson, N. L., A. J. Das, R. Condit, S. E. Russo, P. J. Baker, N. G. Beckman, D. A. Coomes, *et al.* 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507: 90–93.
- Thorn S, Müller J, Leverkus AB. 2019. Preventing European forest diebacks. *Science*; 365(6460):1388.
- Tíscar P.A. 2006. La gestión próxima a la naturaleza en el nuevo paradigma de la ciencia forestal. En: Tíscar P.A. (coord.): *La Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza*. Prosilva, pp. 15-39.
- Tíscar P.A. 2015. Modelo de ciclo forestal para la gestión sostenible de los bosques de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* deducido a partir de datos dendrocronológicos. *Ecosistemas*; 24(2):30-36.
- Tíscar, P.A., A.D. García-Abril, M. Aguilar, A. Solís. 2015. Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza: potencialidades y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos como medida de adaptación al cambio climático. En: Herrero, A. y M.A. Zavala (editores). *Los bosques y la Biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Torras O, Saura S. 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *For Ecol Manage.* 2008;255(8-9):3322-3330.
- Ulyshen, M.D., 2015. Insect-mediated nitrogen dynamics in decomposing wood. *Ecological Entomology*, vol. 40, no. S1, pp. 97-112.
- Ulyshen, M.D., 2016. Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, vol. 91, no. 1, pp. 70-85.
- Vallauri D, Anfré J, Génot J-C, de Palma, J-P, Eynard-Marchet, R (Coords). 2010. Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forets. WWF/Tec&Doc, 474 pp. París.
- van Doort, K. 2020. Líquenes epífitos de la Dehesa de Peñalba. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Informe inédito.
- Vaughan, H., Brydges, T., Fenech, A y Lumb, A. 2001. Monitoring long-term ecological changes through the Ecological Monitoring and Assessment Network: science-based and policy relevant. *Environmental monitoring and assessment [en línea]*, vol. 67, no. 1-2, pp. 3-28.
- Vericat P, Piqué M, Serrada R., 2012. Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneos. Centre Tecnologic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida). 172 p.
- Vermeulen, R., 2015. Natural grazing. Practices in the rewilding of cattle and horses. *Rewilding Europe*, Nijmegen, The Netherlands.
- Vilà M., Carrillo-Gavilán A., Vayreda J., Bugmann H., Fridman J., 2013. Disentangling Biodiversity and Climatic Determinants of Wood Production. *PLoS ONE* 8(2): e53530.
- VV.AA., 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Wells, R. W., Lertzman, K. P., Saunders, S. C., 1998. Old-growth definitions for the forests of British Columbia, Canada. *Nat Areas J* 18:279–292.
- Wesolowski, T., 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology [en línea]*, vol. 148, no. S2, pp. 395-405.
- Wirth C, Messier C, Bergeron Y, Frank D, Fankhänel A. 2009. Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View. In: Wirth Christian *et al.*, ed. *Old-Growth Forests*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag; 2009:11-33.
- Wulf, M., 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *Journal of Vegetation Science [en línea]*, vol. 8, no. 5, pp. 635-642.
- Zhou G, Liu S, Li Z, Zhang D, Tang X, Zhou C, Yan J, Mo, J. 2006. Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soils. *Science* (80—). 2006;314(5804):1417 LP — 1417.
- Zuo, J., Cornelissen, J.H.C., Hefting, M.M., Sass-Klaassen, U., Van Iogtestijn, R.S.P., Van Hal, J., Goudzwaard, L., Liu, J.C. y Berg, M.P., 2016. The (w)hole story: Facilitation of dead wood fauna by bark beetles? *Soil Biology and Biochemistry [en línea]*, vol. 95, pp. 70-77.



**Foto 19.** Participantes en el tercer seminario sobre bosques maduros realizado en 2019 el Paisaje Protegido Pinares de Rodeno (Teruel), en el contexto del proyecto LIFE RedBosques. Autor: E. Martínez i Ibartz

## Listado de miembros de EUROPARC-España (2020)

Cabildo de Gran Canaria  
Cabildo de Tenerife  
Comunidad de Madrid  
Comunidad Foral de Navarra  
Diputació de Barcelona  
Diputació de Girona  
Diputación Foral de Álava  
Diputación Foral de Bizkaia  
Diputación Foral de Gipuzkoa  
Generalitat de Catalunya  
Generalitat Valenciana  
Gobierno de Aragón  
Gobierno de Cantabria  
Gobierno de Illes Balears  
Gobierno de las Islas Canarias  
Gobierno del País Vasco  
Junta de Andalucía  
Junta de Castilla y León  
Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha  
Junta de Extremadura  
Organismo Autónomo Parques Nacionales  
Principado de Asturias  
Región de Murcia  
Xunta de Galicia

## Publicaciones de la Serie Técnica de EUROPARC-España

### SERIE MANUALES

Manual 13. Las áreas protegidas en el contexto del cambio global.  
Incorporación de la adaptación al cambio climático en la planificación y gestión (2018)

Manual 12. Guía de buenas prácticas para el desarrollo de carreras  
por montaña en espacios naturales protegidos (2016)

Manual 11. Proyectos de ordenación de montes.  
Herramientas para la conservación en los espacios protegidos (2013)

Manual 10. El patrimonio inmaterial: valores culturales y espirituales.  
Manual para su incorporación a las áreas protegidas (2012)

Manual 9. Guía del Estándar de calidad en la gestión  
para la conservación en espacios protegidos (2011)

Manual 8. Herramientas para la evaluación de las áreas protegidas.  
Modelo de memoria de gestión (2010)

Manual 7. Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos (2008)

Manual 6. Procedimiento para la asignación de las categorías internacionales  
de manejo de áreas protegidas de la UICN (2008)

Manual 5. Catálogo de buenas prácticas en materia de accesibilidad  
en espacios naturales protegidos (2007)

Manual 4. Herramientas para la comunicación y la participación social  
en la gestión de la red Natura 2000: enREDando (2007)

Manual 3. Evaluación del papel que cumplen los equipamientos de uso público  
en los espacios naturales protegidos (2006)

Manual 2. Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos (2005)

Manual 1. Conceptos de uso público en los espacios naturales protegidos (2005)

### SERIE MONOGRAFÍAS

Monografía 3. Mecanismos financieros innovadores para la conservación  
de la biodiversidad (2010)

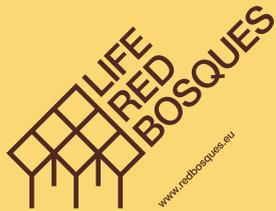
Monografía 2. Conectividad ecológica y áreas protegidas.  
Herramientas y casos prácticos (2009)

Monografía 1. Integración de los espacios naturales protegidos  
en la ordenación del territorio (2005)

Todas las publicaciones de EUROPARC-España están disponibles en  
[www.redeuroparc.org](http://www.redeuroparc.org)







Fundación Interuniversitaria  
**Fernando González Bernáldez**  
PARA LOS ESPACIOS NATURALES

PROGRAMA  
**2020**  
SOCIEDAD

ÁREAS PROTEGIDAS



**Generalitat  
de Catalunya**



**Parc  
Natural  
dels Ports**