



9130

HAYEDOS DEL *ASPERULO-FAGETUM*

AUTORES

José Miguel Olano y Javier Peralta de Andrés

Esta ficha forma parte de la publicación **Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España**, promovida por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo.

Realización y producción



Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo y Francisco Melado Morillo.

Coordinación técnica

Juan Carlos Simón Zarzoso.

Colaboradores

Presentación general: Roberto Matellanes Ferreras y Ramón Martínez Torres. Edición: Cristina Hidalgo Romero, Juan Párbole Montes, Sara Mora Vicente, Rut Sánchez de Dios, Juan García Montero, Patricia Vera Bravo, Antonio José Gil Martínez y Patricia Navarro Huercio. Asesores: Íñigo Vázquez-Dodero Estevan y Ricardo García Moral.

Diseño y maquetación

Diseño y confección de la maqueta: Marta Munguía.

Maquetación: Do-It, Soluciones Creativas.

Agradecimientos

A todos los participantes en la elaboración de las fichas por su esfuerzo, y especialmente a Antonio Camacho, Javier Gracia, Antonio Martínez Cortizas, Augusto Pérez Alberti y Fernando Valladares, por su especial dedicación y apoyo a la dirección y a la coordinación general y técnica del proyecto.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

La coordinación general del grupo 9 ha sido encargada a la siguiente institución

Asociación Española de Ecología Terrestre



Autores: José Miguel Olano y Javier Peralta de Andrés.

Colaboradores: Jordi Camprodon², Jorge González³ e Isabel Martínez⁴.

¹Univ. de Valladolid, ²Centre Tecnològic forestal de Catalunya, ³DESMA Estudios Ambientales S.L., ⁴Univ. Rey Juan Carlos.

Colaboraciones específicas relacionadas con los grupos de especies:

Invertebrados: Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante). José Ramón Verdú Faraco, M^a Ángeles Marcos García, Estefanía Micó Balaguer, Catherine Numa Valdez y Eduardo Galante Patiño.

Anfibios y reptiles: Asociación Herpetológica Española (AHE). Jaime Bosch Pérez, Miguel Ángel Carretero Fernández, Ana Cristina Andreu Rubio, Enrique Ayllón López y Albert Montori Faura.

Aves: Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Juan Carlos del Moral (coordinador-revisor), David Palomino, Blas Molina y Ana Bermejo (colaboradores-autores).

Mamíferos: Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Francisco José García, Luis Javier Palomo (coordinadores-revisores), Roque Belenguer, Ernesto Díaz, Javier Morales y Carmen Yuste (colaboradores-autores).

Plantas: Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP). Jaime Güemes Heras, Álvaro Bueno Sánchez (directores), Reyes Álvarez Vergel (coordinadora general), Francisco Amich García (coordinador regional) y Luis María Medrano (colaborador-autor).

Colaboración específica relacionada con suelos:

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). Felipe Macías Vázquez, Marta Camps Arbestain y Roberto Calvelo Pereira.

A efectos bibliográficos la obra completa debe citarse como sigue:

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.

A efectos bibliográficos esta ficha debe citarse como sigue:

OLANO, J. M. & PERALTA DE ANDRÉS, J., 2009. 9130 Hayedos del *Asperulo-Fagetum*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 58 p.

Primera edición, 2009.

Edita: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica.
Centro de Publicaciones.

NIPO: 770-09-093-X
ISBN: 978-84-491-0911-9
Depósito legal: M-22417-2009

1. PRESENTACIÓN GENERAL	7
1.1. Código y nombre	7
1.2. Descripción	7
1.3. Problemas de interpretación	8
1.4. Esquema sintaxonómico	8
1.5. Distribución geográfica	8
2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	11
2.1. Regiones naturales	11
2.2. Factores biofísicos de control	11
2.3. Subtipos	11
2.4. Especies de los anexos II, IV y V	12
2.5. Exigencias ecológicas	13
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	17
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	17
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas	18
3.3. Evaluación de la estructura y función	22
3.3.1. Factores, variables y/o índices	22
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	28
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	29
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	31
3.5. Evaluación del conjunto del estado de conservación	32
4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	33
5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	35
5.1. Bienes y servicios	35
5.2. Líneas prioritarias de investigación	35
6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA	37
Anexo 1: Información complementaria sobre especies	43
Anexo 2: Información edafológica complementaria	49



1. PRESENTACIÓN GENERAL

1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

9130 Hayedos del *Asperulo-Fagetum*

1.2. DESCRIPCIÓN

Descripción publicada en *Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica* (Bartolomé et al., 2005):

Los hayedos eutrofos presentan sus mejores manifestaciones en los Pirineos.

Este hayedo ocupa lugares de topografía llana o de pendiente poco acusada, condiciones que permiten la evolución del suelo y de su humus hacia formas maduras, ricas en nutrientes. Se suele admitir que este tipo de bosque constituye una fase más madura en la sucesión respecto a los hayedos oligótrofos, incapaces de evolucionar en las laderas abruptas en las que viven. El gran desarrollo del perfil edáfico aísla la roca madre, siendo posible encontrar estos bosques tanto sobre rocas ácidas como básicas. Su posición altitudinal es de media montaña, semejante a la de los hayedos oligótrofos, apareciendo muchas veces en mosaico con ellos.

El haya alcanza en estos suelos un notable crecimiento, formando bosques muy umbrosos. La flora es más rica que en los hayedos oligótrofos, destacando un abundante cortejo de herbáceas de carácter atlántico-centroeuropeo, como *Isopyrum thalictroides*, *Allium ursinum*, *Cardamine heptaphylla*, *Paris quadrifolia*, *Lamium galeobdolon*, *Galium odoratum*, *Anemone nemorosa*, *Helleborus viridis*, *Melica uniflora*, *Hordeum europaeus*, *Carex sylvatica*, etc. Algunas bulbosas, como *Scilla lilio-hyacinthus*, llegan a formar mantos floridos en la más temprana primavera, antes de que el haya emita sus hojas y prive de la luz al sotobosque.

En los claros, aparecen ricas orlas arbustivas de serbales, acebos, saúcos (*Sambucus racemosa*), sauces

Código y nombre del tipo de hábitat en el anexo 1 de la Directiva 92/43/CEE

9130 Hayedos del *Asperulo-Fagetum*

Definición del tipo de hábitat según el Manual de interpretación de los hábitat de la Unión Europea (EUR25, octubre 2003)

Bosques de *Fagus sylvatica* y, en las montañas, *Fagus sylvatica* con *Abies alba* o *Fagus sylvatica* con *Abies alba* y *Picea abies* desarrollados sobre suelos neutros o casi neutros, con humus mull, de los dominios medioeuropeos y atlánticos de Europa Occidental y del centro y norte de Centroeuropa, caracterizados por una fuerte representación de las especies pertenecientes a los grupos ecológicos de *Anemone nemorosa*, de *Lamium* (*Lamium*) *galeobdolon*, de *Galium odoratum* y *Melica uniflora* y, en montañas, varias especies del género *Dentaria*, formando un estrato herbáceo más rico y abundante que los bosques de 9110 y 9120.

Subtipos:

- 41.131 – Hayedos neutrófilos colinos medioeuropeos
Hayedos neutrófilos o basófilos con *Fagus sylvatica* y *Fagus sylvatica* con *Quercus petraea* y *Quercus robur* de zonas colinas, basimontanas y mesetas del Arco Hercínico y regiones periféricas, del Jura, la Lorraine, y la Cuenca de París, Borgoña, el piedemonte alpino, los Cárpatos y unas pocas localidades de la llanura de los mares del Norte y Bálticos.
- 41.132 – Hayedos atlánticos neutrófilos
Hayedos y hayedos con roble atlánticos con *Hyacinthoides non-scripta*, del sur de Inglaterra, y las cuencas de Boulonnais, Picardy, el Oise, Lys y Schelde.
- 41.133 – Hayedos neutrófilos montanos medioeuropeos
Bosques neutrófilos de *Fagus sylvatica*, *Fagus sylvatica* con *Abies alba*, *Fagus sylvatica* con *Picea abies*, o *Fagus sylvatica* con *Abies alba* y *Picea abies* de las zonas montanas y altimontanas del Jura, Alpes septentrionales y orientales, Cárpatos occidentales y del Arco Hercínico.
- 41.134 – Hayedos bohemios con tilo
Bosques de *Fagus sylvatica* o de *Fagus sylvatica*-*Abies alba* ricos en *Tilia* spp., de la cuenca bohemía.
- 41.135 – Hayedos panónicos neutrófilos
Hayedos neutrófilos de afinidades medioeuropeas en las colinas de la llanura panónica y en su periferia occidental.

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Habitat Classification 200410

G1.6 English name: beech woodland;

Scientific name: *Fagus woodland*

Palaeartic Habitat Classification 1996

41.13 Medio-European neutrophile beech forest

(*Salix caprea*), avellanos y rosales. Los matorrales de sustitución que crecen sobre suelos degradados (brezales, aulagares) llevan especies diferentes en función de la naturaleza, ácida o básica, de la roca madre.

La fauna de estos hayedos es similar a la ya comentada (tipo de hábitat 9120). El urogallo (*Tetrao urogallus* subsp. *aquitanicus*) es una de las aves características de estos bosques, así como de los de coníferas de la alta montaña pirenaica.

1.3. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

La interpretación del tipo de hábitat europeo ha sido bastante restrictiva en lo concerniente a los hayedos ombrófilos y calcícolas ibéricos, por cuanto sólo se han incluido las asociaciones con hayedo abetal. Hecha esta salvedad su interpretación en España no plantea mayores problemas.

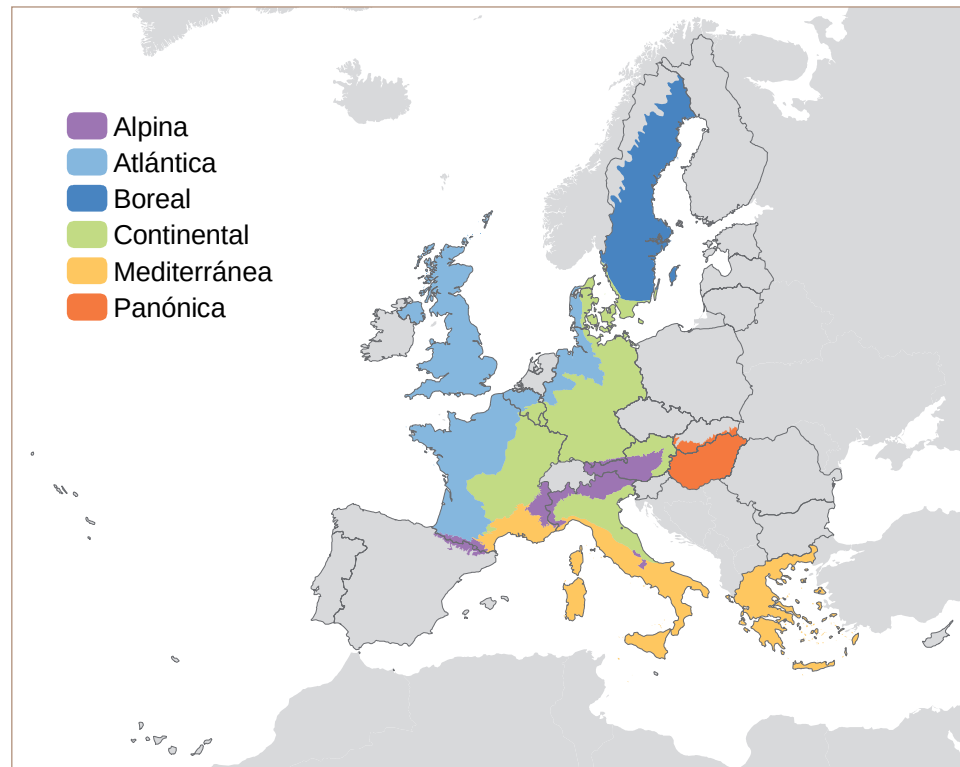
1.4. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

No existe un código de los sintaxones incluidos en el tipo de hábitat que los relacione con la Directiva de Hábitats, ya que estos hayedos no fueron considerados en la leyenda del proyecto de inventariación de los tipos de hábitat de la Directiva en España (Rivas-Martínez *et al.*, 1993), ni en el *Atlas y Manual de los hábitat de España* (Rivas-Martínez & Penas, 2003). Sin embargo, Carreras & Vigo, 2005; Vigo *et al.*, 2005, sí que relacionan los hayedos del *Scillo lilio-hyacinthi-Fagetum sylvaticae* Br. Bl. ex O. Bolòs 1957, no necesariamente con abetos, con el código 9130.

1.5. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

El tipo de hábitat de interés comunitario 9130 no ha sido recogido en el *Atlas de los Hábitat de España*. Por lo tanto, no se dispone ni de la cartografía ni de los datos de superficie procedentes de dicho Inventario.

Figura 1.1
Mapa de distribución del tipo de hábitat 9130 por regiones biogeográficas en la Unión Europea. Datos de las listas de referencia de la Agencia Europea de Medio Ambiente.



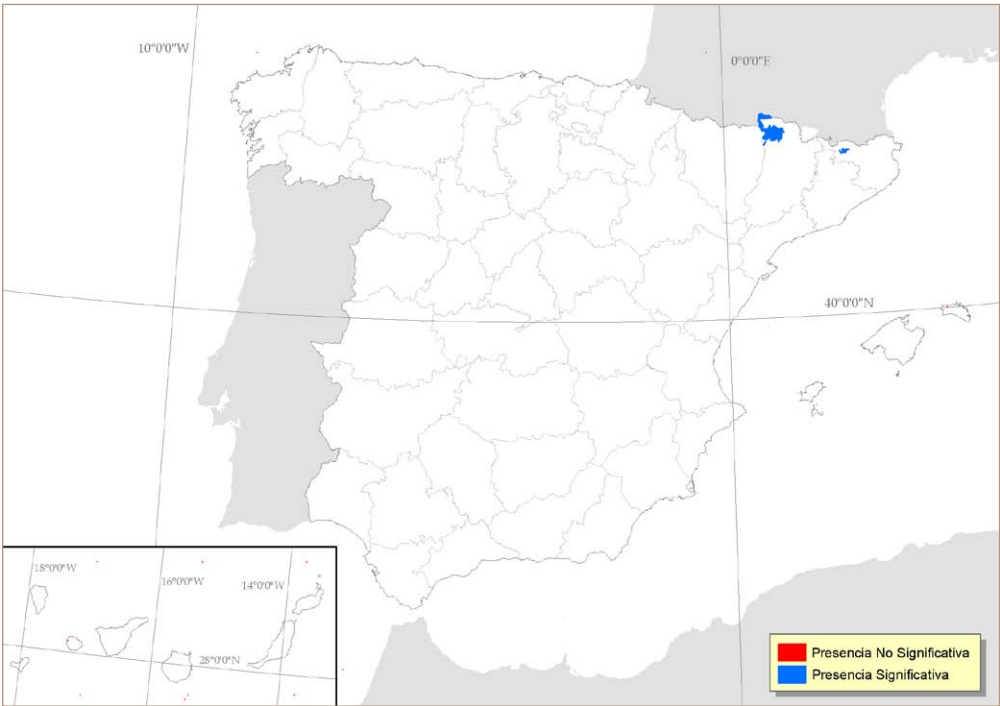


Figura 1.2
Lugares de Interés Comunitario en que está presente el tipo de hábitat 9130.
Datos de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Región biogeográfica	Evaluación de LIC (número de LIC)				Superficie incluida en LIC (ha)
	A	B	C	In	
Alpina	3	—	1	—	1.963,34
Atlántica	—	—	—	—	—
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	—	—	—	—	—
TOTAL	3	—	1	—	1.963,34

A: excelente; B: bueno; C: significativo; In: no clasificado.
Datos provenientes de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Tabla 1.1
Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 9130, y evaluación global de los mismos respecto al tipo de hábitat. La evaluación global tiene en cuenta los criterios de representatividad, superficie relativa y grado de conservación.

La cartografía presentada en la figura 1.2 es incompleta, pues faltan amplias extensiones de este tipo de hábitat en diferentes zonas del Pirineo. Este tipo

de hábitat ocurre en amplias zonas del Pirineo Navarro desde el bosque de Irati, Pirineo Aragonés y Pirineo Catalán.

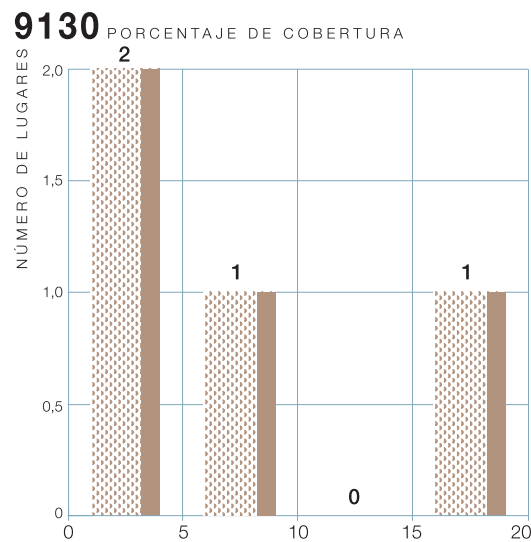


Figura 1.3
Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 9130 en LIC.
La variable denominada porcentaje de cobertura expresa la superficie que ocupa un tipo de hábitat con respecto a la superficie total de un determinado LIC.

		ALP	ATL	MED	MAC
Cataluña	Sup.	—	—	—	—
	LIC	100%	—	—	—

Sup.: Porcentaje de la superficie ocupada por el tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto a la superficie total de su área de distribución a nivel nacional, por región biogeográfica.

LIC: Porcentaje del número de LIC con presencia significativa del tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto al total de LIC propuestos por la comunidad en la región biogeográfica. Se considera presencia significativa cuando el grado de representatividad del tipo de hábitat natural en relación con el LIC es significativo, bueno o excelente, según los criterios de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000.

Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005, y de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Tabla 1.2
Distribución del tipo de hábitat 9130 en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.

Faltaría incluir zonas en que este tipo de hábitat está presente en la Comunidad Autónoma de Aragón y en la Comunidad Foral de Navarra.



2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

2.1. REGIONES NATURALES

Aunque no se dispone de datos de su superficie por regiones naturales, teniendo en cuenta su distribución se puede concluir que la mayor parte se encuentran en la región Alpina, en el Pirineo, y territorios adyacentes de la Mediterránea que corresponden al Prepirineo.

2.2. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

Como sucede en la mayor parte de los hayedos europeos, el estrato arbóreo está dominado por el haya, con frecuencia como especie única. El haya, al igual que el abeto que suele acompañarle, proyecta una sombra muy densa que no deja pasar más del 5% de la radiación, lo que generalmente lleva aparejado un sotobosque escaso; sin embargo, en los hayedos ombrófilos y neutrófilos pirenaicos el estrato herbáceo es rico, con muchos geófitos y hemicriptófitos que adaptan su ritmo al del follaje del haya, floreciendo antes de su despliegue (Blanco *et al.*, 1997; Peters, 1997; Vigo *et al.*, 2005). Estos hayedos se caracterizan por una flora de suelos eutrofos, muy exigente en humedad, más que la misma haya. Por ello, en territorios abiertos a la influencia atlántica, como la vertiente norte del Pirineo y en su extremo occidental, es donde alcanzan las mayores extensiones, encontrándose prácticamente en cualquier orientación si el desarrollo del suelo es suficiente (Folch, 1986; Vigo *et al.*, 2005). Al ascender en altitud, en el piso subalpino pirenaico, son las bajas temperaturas las que limitan el desarrollo del hayedo, aun cuando la disponibilidad hídrica sea adecuada, ya que el haya es muy sensible a las heladas tardías (Jahn, 1991). Al aumentar la continentalidad y la mediterraneidad, como sucede en el Pirineo central y en toda su vertiente meridional, estos hayedos se enrarecen, forman manchas discontinuas, señalando aquellos puntos donde la oceanidad es suficiente para que prosperen las plantas que los caracterizan (MMA, 1997; Montserrat, 1981; Rivas-Martínez, 1987; Villar *et al.*, 1999).

En el límite S pirenaico de distribución del haya, los hayedos más frecuentes son los calcícolas submediterráneos (tipo de hábitat 9150: *Buxo-Fagetum*); los hayedos ombrófilos y neutrófilos se reducen a escasos y aislados enclaves con más humedad, como barrancos y laderas frescas (Villar *et al.*, 1999). Cuando los suelos se acidifican, sea por un sustrato pobre en bases o arenoso, o por un intenso lavado, los hayedos basófilos y ombrófilos son reemplazados por hayedos acidófilos (tipo de hábitat 9120: *Lysimachio nemorum-Fagetum*, *Luzulo niveae-Fagetum*) en los que predomina una flora acidófila y desaparecen o se enrarecen las plantas de suelos eutrofos.

2.3. SUBTIPOS

El tipo de hábitat de interés comunitario 9130 comprende una sola asociación en la Península Ibérica (*Scillo lilio-hyacinthi-Fagetum sylvaticae*), que reúne los hayedos ombrófilos y basófilos pirenaicos. Los hayedos ibéricos más próximos a éstos son los cantábricos ombrófilos y basófilos (*Carici sylvaticae-Fagetum*), aunque son algo más pobres en especies (Loidi *et al.*, 1997).

La variabilidad de los hayedos ombrófilos y basófilos pirenaicos es grande, dada su amplitud geográfica, por toda la cadena pirenaica, rango altitudinal y biotopos que ocupa; en el Pirineo español los trabajos fitosociológicos han reconocido al menos siete subasociaciones (Rivas-Martínez *et al.*, 1991b) cuya distribución y extensión dista de ser conocida con precisión. Se han agrupado en subtipos teniendo en cuenta su afinidad ecológica o geográfica; en todos ellos destaca la riqueza en especies, con abundantes geófitos (ver apartado 2.5).

I. Hayedos altimontanos

Se han descrito tres subasociaciones. Por un lado se encuentran los hayedos ricos en especies atlánticas y con estrato arbustivo poco desarrollado (subas.

luzuletosum sylvaticae), propios de suelos ligeramente acidificados por las elevadas precipitaciones y presentes al menos en el valle de Arán (Folch, 1986; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b); un segundo tipo son los continentales (subas. *dentarietosum pinnatae*), frecuentes en la vertiente meridional y con especies como *Rosa arvensis* y *Symphytum tuberosum* (Rivas-Martínez *et al.*, 1991b; Montserrat, 1968); el tercer tipo corresponde a hayedos con mucho abeto en suelos acidificados, transicionales hacia los abetales subalpinos (subas. *prenanthesetosum purpureae*) (Folch, 1986; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b). En todos estos hayedos altimontanos, en zonas donde se acumula nieve y con suelos profundos y ricos en materia orgánica, pueden desarrollarse megaforbios con *Adenostyles alliariae* subsp. *pyrenaica* o *Valeriana pyrenaica*, que constituyen el tipo de hábitat 6430 (Loidi & Báscones, 2006).

II. Hayedos con boj (subas. *buxetosum sempervirentis*)

Este arbusto indica cierta xerofilia debida a la menor capacidad de retención hídrica de los suelos, poco profundos o demasiado filtrantes, como sucede en laderas con exposición S, zonas rocosas y algunos fondos de valle; son transicionales hacia los hayedos xerófilos y basófilos que constituyen el tipo de hábitat 9150 (Benito, 2006; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b).

III. Hayedos atlánticos (subas. *isopyretosum thalictroidis* y subas. *saxifragetosum hirsutae*)

Propios del Pirineo occidental, en zonas con clima oceánico y elevadas precipitaciones, caracterizados

por la presencia de *Saxifraga hirsuta* (Rivas-Martínez *et al.*, 1991b; van den Berghen, 1968).

IV. Hayedos de zonas de arroyos (subas. *meconopsietosum cambriacae*)

Muy localizados en terrenos con bloques de rocas entre los que circula el agua, caracterizados por *Ulmus glabra* y *Meconopsis cambrica* (Rivas-Martínez *et al.*, 1991a).

2.4. ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

Con el objeto de establecer la afinidad de cada taxón a un tipo de hábitat se ha utilizado la siguiente clasificación:

- a) Obligatoria: taxón que se encuentra, prácticamente en el 100% de sus localizaciones, en el tipo de hábitat considerado.
- b) Especialista: taxón que se encuentra, en más del 75% de sus localizaciones, en el tipo de hábitat considerado.
- c) Preferencial: taxón que se encuentra, en más del 50% de sus localizaciones, en el tipo de hábitat considerado.
- d) No preferencial: taxón que se encuentra, en menos del 50% de sus localizaciones, en el tipo de hábitat considerado.

En la tabla 2.1 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) que, según la información disponible, se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9130.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
INVERTEBRADOS				
<i>Cerambyx cerdo</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Lucanus cervus</i>	II	No preferencial	—	
<i>Rosalia alpina</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Elona quimperiana</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Osmoderma eremita</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Limonicus violaceus</i>	II	No preferencial	—	
PLANTAS				
<i>Buxbaumia viridis</i>	II	Especialista	—	
<i>Ruscus aculeatus</i>	V	No preferencial	—	

* **Afinidad:** Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

Tabla 2.1

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 9130.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE), aportado por la Asociación Herpetológica Española (AHE), la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife) y la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

2.5. EXIGENCIAS ECOLÓGICAS

La caracterización ecológica de los hayedos ombrófilos y basófilos se ha basado en trabajos sobre los hayedos en general (Blanco *et al.*, 1997; Jahn, 1991; Peters, 1997), diversos estudios regionales y en el trabajo sobre las estaciones ecológicas de los hayedos españoles (Gandullo *et al.*, 2004). Este último estudio proporciona datos del clima y del suelo de 235 parcelas de casi todo el ámbito de distribución de los hayedos ibéricos, aunque dichas parcelas no han sido atribuidas a un tipo de hayedo concreto. Para

poder emplear esos datos en la caracterización de los hayedos, se les ha asignado uno de los tres tipos de hábitat considerados en la Directiva de Hábitats (9120, 9130 y 9150) mediante el cruce de la posición de las parcelas con diversas capas de cartografía de vegetación (MMA, 1997 para el conjunto de los hayedos; Loidi & Báscones, 2006; Peralta, 1996 y 2006; Peralta & Olano, 2000 para Navarra; Villar *et al.*, 1999 para Aragón y GENCAT, 2007 para Cataluña). De este modo se han clasificado 200 de las 235 parcelas, de las que 14 corresponden al tipo de hábitat 9130 de los hayedos ombrófilos y basófilos.

	Mínima	Media	DT	Máxima
Altitud m	940	1.250	202,4	1.630
Pendiente %	15,0	40,2	21,3	75,0
P verano mm	159	250	40,3	323
P anual mm	786	1.723	382	2.135
T anual °C	5,4	7,3	1,3	10,4
T mes más frío °C	−0,5	0,8	1,0	2,7
Oscilación térmica °C	13,2	14,4	1,1	16,9
ETP mm ⁽¹⁾	481	550	44,0	[648]
Días de sequía	0,0	0,0	0,0	0,0
Materia orgánica ⁽²⁾	2,0	3,7	2,0	10,1
pH agua ⁽²⁾	4,7	5,9	0,8	7,2
pH KCl ⁽²⁾	3,8	4,9	0,9	6,3
Carbonatos inactivos % ⁽²⁾	0,0	15,1	20,0	57,3
Carbonatos activos % ⁽²⁾	0,0	0,9	2,5	9,0

DT: desviación típica; ⁽¹⁾ Thornthwaite, 1948; ⁽²⁾ Media ponderada de los horizontes de acuerdo con Russell & Moore, 1968.

Tabla 2.2
Datos climáticos y edáficos de 14 parcelas de hayedos calcícolas (Gandullo *et al.*, 2004).

■ **Clima**

Las plantas que caracterizan estos hayedos son muy exigentes en humedad, como refleja el valor medio de precipitación anual y de verano (1.723 mm y 250 mm, respectivamente (tabla 2.2), bastante por encima de los 900 mm/año que se consideran necesarios en la Península Ibérica para que prospere el haya, y de los 150 mm necesarios en verano (Blanco *et al.*, 1997). Suelen situarse en el piso montano, aunque en el Pirineo llegan a la base del subalpino (Benito, 2006), donde detienen su avance probablemente por efecto de las heladas tardías y la reducción del periodo vegetativo (temperatura media > 6 °C) que debe ser al menos de 5 meses (Blanco *et al.*, 1997). En la vertiente meridional del Pirineo central son considerados bosques de nieblas, reflejo de la influencia oceánica, de la que han quedado muestras acantonadas en fondos de barranco, en ocasiones favorecidos por fenómenos de inversión térmica (Benito, 2006; Montserrat, 1981; Villar *et al.*, 1999).

■ **Factores topográficos, geomorfología**

Para conseguir la humedad ambiental que requieren, suelen localizarse en laderas con orientación N

y a elevada altitud, especialmente en los territorios con menor influencia atlántica (Comps *et al.*, 1986; Font, 2007). La pendiente es variada, aunque las posiciones topográficas en llanura o con pendiente reducida les favorecen al permitir un mayor desarrollo del suelo, siempre que no se produzca encharcamiento prolongado, que el haya no soporta (Peters, 1997). Por ello, en los territorios más secos buscan refugio en cañones y barrancos, donde se encuentran los suelos más profundos y con más humedad (Benito, 2006; Rivas-Martínez, 1987; Villar *et al.*, 1999).

■ **Suelo y litología**

Las plantas características de estos hayedos (ver siguiente apartado) son propias de suelos ricos en bases, eutrofos, de neutros a ligeramente ácidos (Rameau *et al.*, 1993); ello concuerda con los datos de pH del suelo, en general de moderadamente ácido a neutro (pH ≥5,5 y <8 medido en agua, 70% de las parcelas; Gandullo *et al.*, 2004), y el carácter neutrófilo que señalan diversos autores (Comps *et al.*, 1984). El sustrato generalmente es calcáreo (flysch, calizas, margas) por lo que puede haber carbonatos inactivos en forma de gravilla; sin embargo, dada la elevada precipitación en estos hayedos,

es rara la presencia de carbonato activo, al menos en la parte superior del suelo (tabla 1). La litología también puede ser sílice (Villar *et al.*, 1999), lo que incrementa la acidez del suelo, dando lugar a los subtipos acidófilos (ver apartado 2.2). Los suelos suelen ser frescos y profundos (Benito, 2006; Rivas-Martínez, 1987) y cuando son más pedregosos, filtrantes o con menor capacidad para retener el agua se instala un subtipo de hayedo más xerófilo, con boj (Rivas-Martínez *et al.*, 1991b).

■ Especies características y diagnósticas

El estrato herbáceo es muy diverso, con gran proporción de geófitos y hemicriptófitos, y se caracteriza por plantas como *Scilla lilio-hyacinthus*, *Cardamine heptaphylla*, *C. pentaphyllos*, *Galium odoratum*, *Helleborus viridis* subsp. *occidentalis*, *Lamium galeobdolon*, *Pulmonaria affinis* y *Scrophularia alpestris* que en el Pirineo sólo prosperan en lugares con influencia atlántica (Benito, 2006; Comps *et al.*, 1986; Montserrat, 1968; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b, Vigo *et al.*, 2005). En el dosel arbóreo es común el abeto (*Abies alba*), que cuando es abundante da lugar a hayedo-abetales (Loidi *et al.*, 1997); ocasionalmente también participan otros árboles como *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior* y *Sorbus aucuparia* (Benito, 2006). El estrato arbustivo apenas sí está desarrollado, salvo en el subtipo con boj (ver apartado 2.3), donde este arbusto puede alcanzar una elevada cobertura. Los hayedos basófilos y ombrófilos cantábricos (*Carici sylvaticae-Fagetum sylvaticae*), los únicos ibéricos no considerados tipos de hábitat de interés en la Directiva de Hábitats, son similares a los pirenaicos, aunque menos ricos en especies, y carecen de *Abies alba*, *Cardamine heptaphylla* o *Festuca altissima* (Loidi *et al.*, 1997). Especies como el abeto, *Cardamine heptaphylla* o *Prenanthes purpurea*, relacionan estos hayedos con los montanos de Europa central (Dierschke, 1990).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies características y diagnósticas aportado por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante), la Asociación Herpetológica Española (AHE), la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), y la

Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

■ Dinámica de poblaciones, dinámica del sistema

Las etapas de sustitución de estos hayedos son variadas, dada su amplitud altitudinal y las distintas características de los suelos que ocupan (contenido en bases, pedregosidad, profundidad). Tras la eliminación del hayedo, antes de volver a desarrollarse suele ser precedido por pinares de pino albar (*Pinus sylvestris*) u otros bosquetes secundarios como tremolares o avellanares. Estos avellanares y espinares y más raramente matorrales de *Cytisus scoparius* (*Genistion polygaliphyllae*) constituyen la orla del hayedo. Los bojerales (*Berberidion*) sustituyen al subtipo con boj (ver apartado 2.3) y en suelos ácidos puede haber brezales con *Calluna vulgaris* (*Genisto-Vaccinion*). Los pastos mesoxerófilos (*Brometalia erecti*) son los más extendidos en los suelos más secos y los prados mesófilos (*Arrhenatheretalia*) en los más profundos. Por encima de 1400 m se encuentran cervunales de *Nardus stricta* (*Nardion*) en suelos ácidos y en los neutros o básicos pastos de puerto calcícolas de alta montaña (*Festucion scopariae*, *Seslerietalia caeruleae*). En el extremo occidental de distribución de estos hayedos (Pirineo navarro, valle de Ansó en Huesca), son comunes los matorrales pulviniformes de *Genista hispanica* subsp. *occidentalis* (*Genistion occidentalis*) y en las zonas más abiertas a la influencia atlántica pastos acidófilos (*Violion caninae*) y brezales con *Ulex gallii* (*Daboecion cantabricae*) (Benito, 2006; Loidi *et al.*, 1997; Loidi & Báscones, 2006; Peralta, 2006; Rivas-Martínez, 1987).

■ Variación estacional

En estos hayedos se produce una floración muy vistosa de buena parte de las plantas del estrato herbáceo al inicio de la primavera, antes de que las hojas del haya se desplieguen y proyecten su densa sombra (Vigo *et al.*, 2005). Como en todos los bosques caducifolios de climas templados, este hito marca el inicio del período de actividad vegetal, unos 5 meses en los hayedos, al que las especies propias de estos bosques adaptan sus ciclos vitales y que condiciona los ritmos de procesos ecológicos (Blanco *et al.*, 1997).



3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

La discriminación de los hayedos con las diferentes técnicas de análisis de imágenes resulta sencilla; sin embargo, la evaluación de cada una de las diferentes unidades suele ser imposible sin datos de campo. Para solventar este problema se utilizarán los mapas de series de vegetación de Rivas-Martínez (1987) y otros existentes para regiones más concretas (Navarra, País Vasco, etc.) que nos ayuden a discriminar en qué tipo de hábitat se encuentra el hayedo concreto.

La medición de la superficie ocupada por este tipo de hábitat se estimará a partir de teledetección, tomándose como nivel cero la cobertura presente en el año 2000. Para comprender la evolución del estado de dicha superficie forestal se considerarán los procesos de fragmentación mediante el protocolo fijado para ello en el apartado 3.3.

Los mapas de series de vegetación de Rivas-Martínez (1987) determinan con mayor o menor exactitud el área potencial de este tipo de hábitat. Los factores que determinan su distribución en la Península Ibérica, son fundamentalmente climáticos, relacionados con la precipitación y la sequía estival. El haya necesita climas con veranos, al menos, húmedos y desde el punto de vista edáfico es indiferente, únicamente evitando los suelos encharcadizos.

Debido a su localización en zonas montañosas y muchas veces en pendientes fuertes, se mantiene una superficie importante de los bosques de este tipo de hábitat. A pesar de ello, obviamente, como toda formación forestal, una parte importante de su área se encuentra ocupada por formaciones sucesionales que incluyen pinares de pino silvestre, avellanadas, tremolares; pero también matorrales, que incluyen brezales y piornales, y un amplio elenco de pastos herbáceos que pueden ser de naturaleza básica como pastos mesoxerófilos (*Brometalia erecti*) o prados mesófilos (*Arrhenatheretalia*), pastos de puerto calcícolas de alta montaña (*Festucion scopariae*,

Seslerietalia caeruleae) y también formaciones acidófilas tanto de *Violion caninae*, como de *Nardion*.

Carecemos de criterios para saber cuál es la superficie mínima de referencia (SFR) para los hayedos. Este criterio depende del grupo que queremos conservar y del horizonte temporal. Esta indefinición no es una cuestión exclusiva de los hayedos, ya que para la práctica totalidad de los tipos de hábitat no se dispone de información suficiente sobre áreas mínimas, máxime en un escenario de gran incertidumbre, como el que genera el cambio global.

Sabemos que el mantenimiento de poblaciones mínimas de 50 parejas para especies de aves con valor bioindicador y de territorios amplios como algunos píceos más exigentes puede estar por encima 10.000 ha. Sin embargo, el mantenimiento de una población no permitiría asegurar el mantenimiento de la especie a largo plazo, por lo que las unidades de conservación para estos bosques deberían considerar estas superficies en un contexto metapoblacional.

En los hayedos es crucial considerar la calidad del hábitat, pues estas cifras están estimadas para tipos de hábitat de buena calidad. Por otra parte las áreas seleccionadas deben mostrar elevados niveles de conectividad que permitan el flujo de las especies forestales entre las diferentes unidades.

Los criterios para seleccionar las unidades de conservación tienen que tener en consideración el cumplimiento no sólo de unas superficies mínimas, sino tratarse de zonas que cumplan los criterios de conservación que se especifican en el apartado 3.3.

Considerando exclusivamente cuestiones superficiales, se puede admitir que los hayedos del *Asperulo-Fagetum* (tipo de hábitat 9130) tienen una calificación de favorable para el área de distribución y para el área ocupada dentro del área de distribución al nivel del Estado español. Otro aspecto diferente es la calidad de los tipos de hábitat, ya que estos deben ser evaluados basándonos en criterios basados en información local sobre el estado de los bosques.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Área de distribución	FV
Superficie ocupada dentro del área de distribución	FV

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.1
Valoración de las superficies de distribución y ocupación del tipo de hábitat 9130 en la región biogeográfica Alpina.

3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

Los hayedos del *Asperulo-Fagetum* (tipo de hábitat 9130) albergan un importante número de especies, muchas de las cuales son compartidas con otros tipos de hayedos, o incluso con bosques de frondosas de climas lluviosos. La selección de especies típicas no se ha dirigido a las más comunes, que en el caso de estos bosques es, evidentemente, el haya, ni tampoco necesariamente a las especies que permiten distinguirlos de otras formaciones, que ya se han descrito en apartados anteriores, sino a aquellas especies cuyo valor bioindicador como reflejo de la calidad de estos tipos de hábitat sea el más adecuado. De este modo su presencia y/o abundancia puede servirnos para evaluar la calidad de las masas.

Plantas

- *Abeto (Abies alba)*: se trata de un árbol de distribución europea, que en la Península Ibérica aparece únicamente alrededor de la Cordillera Pirenaica. Puede aparecer en formaciones puras o más generalmente en mezcla con el haya, con quien muestra mucha semejanza en sus requerimientos climáticos (Blanco *et al.*, 1997). Las relaciones de competencia entre el haya y el abeto deben ser intensas; sin embargo su dinámica mutua no es conocida, ni de qué modo las actuales prácticas silvícolas afectan a su equilibrio. Algunos autores indican que la presencia del abeto en las formaciones mixtas se ha visto reducida porque históricamente existió una mayor presión de corta sobre esta especie.
- *Buxbaumia viridis*: se trata una especie de briófito que se desarrolla sobre madera en descomposición. Esta especie en concreto se desarrolla prin-

cialmente sobre coníferas en ambientes muy húmedos. Las especies sobre las que se desarrolla incluyen, aunque no es exclusivo de esta especie, el abeto (*Abies alba*) en uno de sus hábitat más importantes. Por ello, su presencia, al igual que otra serie de musgos saprolognícolas, está asociada a la existencia de abundante madera muerta. La especie encuentra en los Pirineos su límite meridional de distribución. Aunque, el número de localidades de las que se conoce su presencia ha aumentado recientemente debido a una mayor labor de prospección (Infante & Heras, 2001), es muy posible que esté sufriendo una sensible disminución por culpa de la ausencia o retirada de madera muerta en los bosques. Ello hace que el catálogo de especies protegidas de Aragón la haya incluido como en peligro de extinción y que esté incluida dentro del Anexo II de la Directiva de Hábitats (Infante & Heras, 2003, 2005).

- *Lobaria (Lobaria pulmonaria)*: es un líquen foliáceo de gran tamaño, típico representante de las formaciones de haya bien estructuradas. Presenta una amplia distribución en el Hemisferio norte. En Europa muestra su óptimo en el Norte y centro, disminuyendo su abundancia a medida que descendemos en latitud. En España podemos encontrar buenas poblaciones en la mitad septentrional, aunque a medida que descendemos hacia el centro y sur del país, el tamaño de las poblaciones es mucho menor (Burgaz & Martínez, 2003). Esta especie es preferentemente epífita en bosques de fagáceas, creciendo sobre árboles gruesos, aunque también se puede encontrar sobre rocas musgosas y en ambos casos, en formaciones boscosas cerradas y poco alteradas. *Lobaria pulmonaria* muestra querencias por ambientes higrofilos, ombrófilos y anitrófilos. En Europa, especialmente en el norte y en el centro, se encuentra en franca regresión por efecto de la contaminación ambiental (Nimis, 1993; Purvis *et*

al., 1992). Además, esta especie está incluida en diversas Listas Rojas de diferentes países de Europa (Randlane, 1998; Thor & Arvidsson, 1999; Nimis, 2003). En España, está catalogada como “Especie de Interés Especial” en Castilla-La Mancha (Decreto 75/2005, de 21-06-2005), siendo las principales amenazas en nuestro país la escasez de manchas boscosas densas que propicien un ambiente nemoral necesario para la supervivencia de esta especie (Martínez *et al.*, 2003).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies típicas y su evaluación aportado por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Anfibios

- Salamandra (*Salamandra salamandra*): especie de amplia distribución, que en la Península está presente en zonas húmedas de la región Eurosiberiana y en la mayor parte de las áreas de montaña de la Mediterránea (Buckley & Alcobendas, 2004). Los bosques caducifolios y en especial los hayedos son tipos de hábitat donde muestran una especial abundancia, si bien ésta está ligada a la complejidad estructural del bosque y en especial a la abundancia de árboles muertos (Villate & González-Esteban, 2002), por lo que su densidad puede ser un buen indicador del estado funcional de estos bosques. Las poblaciones más frecuentes en los hayedos son vivíparas o de estrategia mixta (vivíparas, ovovivíparas) (Buckley & Alcobendas, 2004), por lo que puede que no sean buenos indicadores de la disponibilidad de puntos de reproducción para otros anfibios forestales, como el grupo de las ranas pardas.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye la aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

Mamíferos

- Marta (*Martes martes*): carnívoro propio de ambientes forestales. A lo largo de su área de distribución europea se muestra como un animal extremadamente adaptable y oportunista en cuanto a requerimientos de hábitat se refiere, estando su

presencia condicionada por la disponibilidad de refugio (Proulx *et al.*, 2004). Alcanza sus máximas densidades en bosques maduros o viejos, en los que la complejidad estructural y la oferta de cavidades son altas. Sin embargo, está presente también en masas forestales jóvenes en las que otras estructuras (rocas, por ejemplo) puedan proporcionarle refugio (Proulx *et al.*, 2004). Considerada como preocupación menor por la UICN, su persistencia está ligada a un adecuado manejo forestal (López-Martín, 2002).

- Lirón gris (*Glis glis*): es uno de los mamíferos más característicos de los hayedos, aunque su distribución se extiende a otros bosques caducifolios. Se trata una especie que prefiere zonas de arbolado maduro con una cierta extensión (Capizzi *et al.*, 2003) con presencia de especies acompañantes productoras de frutos nutritivos (avellano, serbal, zarzamora, castaño, acebo, etc.) (Castién, 2002) y abundancia de oquedades (Maldonado *et al.*, 2003), por lo que es una buena indicadora de bosques con buenos requerimientos estructurales. En principio parece más abundante en hayedos con especies acompañantes arboladas o subarbóreas productoras de frutos. La simplificación de los hayedos debido al manejo forestal es posible que haya contribuido a la reducción de sus poblaciones (Castién & Gosálbez, 2001). La productividad anual está asociada a la producción vecera de hayucos, por lo que su abundancia muestra variaciones muy elevadas de unos años a otros (al menos en un factor de 10) y sus necesidades de refugio pueden ser satisfechas en masas simplificadas por sustrato rocoso, cuevas o habitaciones humanas (Castién, 2002).

Aves

- Pico dorsiblanco (*Dendrocopus leucotus*): se trata de una especie ligada con exclusividad a los hayedos, con un área de distribución restringida. Los picos dorsiblanco de la Península constituyen una subespecie diferenciada (*lilfordi*). Su distribución se centra principalmente en el noreste de Navarra con una pareja en zonas aledañas de Huesca. Su alimentación se centra fundamentalmente en insectos xilófagos por lo que necesita de la presencia de madera muerta, tanto en el suelo como en pie y con troncos que tengan dimensiones importantes. También necesitan la

presencia de árboles de las clases diamétricas mayores con el fin de disponer de lugares para poder establecer el lugar de nidificación (41 cm de diámetro normal y 22 m de altura en hayedos navarros) (Camprodon *et al.*, 2007). Su presencia es muy dependiente de la disponibilidad de estos dos elementos (madera muerta y árboles maduros), por lo que es muy sensible a la gestión forestal. Se han citado poblaciones que se han reducido debido a actuaciones forestales muy agresivas. Parece que la población muestra un declive (Campión & Senosiain, 2003). La necesidad de territorio por pareja varían entre 50 y 400 ha (Aulén, 1988).

- Pito negro (*Dryocopus martius*): su distribución está muy asociada a los bosques de hayas, si bien puede aparecer en algunas formaciones de coníferas. Al igual que otros pícidos su presencia está muy relacionada a la disponibilidad de árboles grandes, vivos o muertos en pie para nidificar (de buen fuste y 35-40 cm de diámetro normal medio) y a cantidades adecuadas de madera muerta en pie en el suelo (Camprodon *et al.*, 2007). Parece observarse un aumento en las poblaciones de pito negro con un incremento de su área de distribución como consecuencia de la mejora de la calidad del hábitat en los hayedos (Simal & Herrero, 2003), si bien algunos autores indican que es posible que este aumento de área coincida con una disminución de la densidad en las zonas más óptimas relacionadas con una intensificación de la gestión forestal (Fernández, 1997). La necesidad de territorio por pareja varía entre 150-400 ha en los hayedos cantábricos y pirenaicos, muy variable según la calidad del hábitat (Camprodon *et al.*, 2007).
- Otras dos aves que podrían considerarse como indicadoras de hayedos maduros y bien estructurados son el trepador azul y el agateador norteño, que seleccionan árboles grandes y madera muerta y alta densidad de cavidades. Sus territorios son menores que en los pícidos y sus abundancias relativas mayores, por lo que pueden ser muy útiles como indicadores.

Invertebrados

Existe un gran número de invertebrados ligados en mayor o menor medida a los bosques de hayas y una enumeración exhaustiva va mucho más allá del objetivo de este trabajo. Aquí vamos a mencionar

aquellos más conspicuos e indicadores de zonas de hayedo bien conservadas, aunque no son necesariamente las más raras, ni las más amenazadas.

- *Elona quimperiana*: se trata de un gasterópodo incluido en los Anexos II y IV de la Directiva de Hábitats. Es característico de bosques de frondosas, y suele aparecer asociado a madera muerta (Martínez de Murgía *et al.*, 2001 y 2003). Como él, existe un importante número de especies gasterópodos terrestres que parecen asociados a la presencia de madera muerta (Muller *et al.*, 2005).
- *Rosalia alpina*: coleóptero longicornio presente en los hayedos húmedos europeos, que muestra poblaciones fragmentadas en el norte de la Península (Galante & Verdú, 2000). Sus principales amenazas están relacionadas con la calidad del hábitat forestal, siendo precisa para su supervivencia la existencia de ejemplares viejos, moribundos y muertos de haya, en cuyos troncos se alimentan las larvas que requieren tres años para desarrollarse (Valladares *et al.*, sin fecha), con lo cual necesitan una estabilidad en el tiempo de la estructura del bosque. Los adultos se alimentan de polen y savia exudada por troncos.
- *Osmoderma eremita*: coleóptero cetónido incluido en los anexos II y IV de la Directiva de Hábitats, incluida como especie prioritaria. La presencia en la Península Ibérica es muy reducida, conociéndose de Navarra, Aragón y Cataluña, si bien en estos grupos faunísticos están muy poco prospectados. Su ciclo vital está asociado a madera en descomposición, fundamentalmente de haya y sauce, por lo que su persistencia está ligada a la abundancia de este recurso.
- *Limoniscus violaceus*: coleóptero elatérico incluido en el anexo II de la Directiva de Hábitats. Las pocas poblaciones conocidas de la Península Ibérica incluyen Navarra, Cantabria (Blas, 2003), pero también Guipúzcoa (Martínez de Murgía *et al.*, 2003) y probablemente más localidades debido a lo incompleto del conocimiento de estos grupos. Su ciclo se desarrolla en oquedades de hayas en descomposición que se encuentran en pie, por lo que es previsible que sus efectivos poblacionales hayan sufrido un declive por la intensificación del manejo forestal.

La lista de especies de invertebrados ligados a los hayedos, incluidos en listados o con problemas de conservación es mucho mayor, destacando especies relativamente comunes en la Península, pero inclui-

das en la Directiva de Hábitats como *Cerambyx cerdo* (Anexos II y IV), *Lucanus cervus* (Anexo II) o incluidas dentro del Libro Rojo de los invertebrados como el coleóptero cetónido *Gnorimus variabilis* (vulnerable en España) o el díptero sírfido *Caliprobola speciosa* (en peligro en España). Los invertebrados tienen una reducida capacidad de dispersión, por lo que es necesario que dispongan de microhábitat (madera muerta en distintos grados de descomposición o calidad) bien repartida por el

bosque o en agrupaciones no demasiado lejanas, para así conectar poblaciones.

La información disponible para el estado de estas especies es la presente en los Atlas y Libros Rojos correspondientes. Dicha información no está desagregada a nivel de tipo de hábitat, ya que en la mayor parte de los casos estas especies ocupan diferentes tipos de hábitat y no se dispone de información con ese nivel de detalle.

Taxón	Ámbito geográfico	Estado de conservación
<i>Buxbaumia viridis</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-mala
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-mala
<i>Lobaria pulmonaria</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Favorable
<i>Salamandra salamandra</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Martes martes</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Glis glis</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Favorable
	Región Alpina tipo de (hábitat 9130)	Favorable
<i>Dryocopus martius</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Favorable
<i>Dendrocopos leucotos</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Elona quimperiana</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Datos insuficientes
	Región Alpina (hábitat 9130)	Datos insuficientes
<i>Rosalia alpina</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Osmoderma eremita</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Limoniscus violaceus</i>	España (tipo de hábitat 9130)*	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)*	Desfavorable-inadecuado
<i>Cerambyx cerdo</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Favorable
<i>Gnorimus variabilis</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Desfavorable-inadecuado
<i>Caliprobola speciosa</i>	España (tipo de hábitat 9130)	Datos insuficientes
	Región Alpina (tipo de hábitat 9130)	Datos insuficientes

Tabla 3.2
Identificación y evaluación de los taxones típicos presentes en el tipo de hábitat 9130.

3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

3.3.1. Factores, variables y/o índices

En este apartado se va a comparar la estructura actual de los hayedos con la que correspondería a sistemas maduros. El objetivo es contrastar el estado de conservación de los bosques analizados con lo que correspondería a un bosque no intervenido. El objetivo del manejo silvícola sería compatibilizar la extracción de recursos forestales con el mantenimiento del máximo de los procesos naturales (Emborg *et al.*, 2000), tratando de emular estos procesos. Las diferencias van a permitirnos detectar cuál es la dirección hacia donde debe encaminarse la gestión para paliar las pérdidas en biodiversidad. Estos aspectos son sumamente importantes por cuanto la mera descripción de la cobertura de hayedos no nos indica adecuadamente cuál es la calidad del tipo de hábitat para muchos de los grupos que se desarrollan en su interior. Posteriormente vamos a describir las variables necesarias para estimar estos parámetros.

Procesos

Factor 1. Madera muerta

En ausencia de intervención humana los árboles que mueren se descomponen en el propio bosque. Muchos de ellos comienzan este proceso en pie (*snags* o estacas, árboles secos en pie y sin o con pocas ramas), mientras que cuando la muerte conlleva la caída del árbol este proceso se produce en el suelo (*logs*). En los hayedos, donde la frecuencia de los incendios es muy baja, prácticamente toda la madera se descompondría en el propio bosque. Esto implica la existencia de toda una red trófica que ha evolucionado en condiciones de extrema abundancia de este recurso.

En bosques de frondosas no intervenidos la cantidad de madera muerta es muy elevada, con valores que oscilan en un orden de magnitud de entre 40 y 350 m³/ha (Nilsson *et al.*, 2002; Christensen & Hahn, 2003; Ódor *et al.*, 2006). En hayedos pirenaicos se ha observado una correlación positiva entre el gremio de pícidos y una cantidad de madera muerta entre 60 y 100 m³/ha (Camprodon, 2003). Las variaciones en estos valores parecen relacionados con la historia de perturbaciones y con la pro-

ductividad de los bosques (Nilsson *et al.*, 2002), por lo que es de suponer que los valores teóricos para nuestros hayedos sean superiores a los de las localidades más septentrionales y se sitúen en la parte alta de este rango.

De hecho, las estimas disponibles para las pocas masas de haya de la Península Ibérica que no han sido manejadas desde hace más de 100 años, parecen confirmar estos valores: 118 m³/ha para Bertiz en Navarra (Villate & González-Esteban, 2002), 127 m³/ha para el hayedo-abetal de Aztaparreta en Navarra (Olano *et al.*, 2005).

En la mayor parte de los bosques sujetos a un manejo forestal, la cantidad de madera muerta presente es mucho menor. Se calcula que como consecuencia del manejo forestal la cantidad de madera muerta ha descendido entre el 90 y el 98% en los bosques de los países nórdicos (Siitonen, 2001) y que la situación de los hayedos europeos no debe ser muy diferente (Christensen *et al.*, 2005). Las estimas para Alemania y Suiza indican volúmenes inferiores a 5 m³/ha (Albrecht, 1991), mientras que los escasos datos para los hayedos peninsulares parecen corroborar la baja disponibilidad de este recurso en los bosques manejados: Añarbe (14 m³/ha), Aralar (entre 3 y 11 m³/ha), Belate (4 m³/ha), Gorbeia (entre 6 y 15 m³/ha), Oianleku (12 m³/ha) (Olano *et al.*, 1996; González-Esteban & Villate, 2003; González-Esteban & Villate, 2004a; González-Esteban & Villate, 2004b). Este descenso en la madera muerta en los bosques se debe fundamentalmente a la extracción de la madera durante las cortas. Sin embargo, más allá de este lógico hecho, la cantidad de madera se ve aún más reducida por las políticas de “sanidad forestal” que persiguen la eliminación de la madera muerta de los bosques por la creencia de que ésta supone un riesgo para la salud de las masas. Por otra parte también son eliminados para “hacer espacio” pies suprimidos de escaso valor comercial, pero con gran valor de conservación.

La importancia de la madera muerta en el contexto forestal reside en que provee de hábitat para un gran número de grupos de organismos, entre los que se incluyen hongos, briófitos, líquenes, invertebrados, anfibios, aves y mamíferos (Aude & Poulsen, 2000; Muller *et al.*, 2005; Ódor *et al.*, 2005). El significado de la madera muerta para estos grupos es diverso: desde ser un lugar de refugio ocasio-

nal, a ser su fuente de alimentación o incluso sustrato sobre el cual desarrolla todo su ciclo vital. Asimismo su dependencia es muy variable, ya que mientras algunas especies pueden ocupar otro tipo de sustratos, muchas de ellas dependen exclusivamente de su presencia en abundancia. Indudablemente, la fuerte reducción de la presencia de madera muerta en los hayedos europeos ha conducido a drásticas reducciones en las poblaciones de muchos de estos organismos o incluso a extinciones locales y regionales (Rose, 1992; Siitonen, 2001). Los trabajos sobre comunidades de briofitos indican un declive en las especies epixílicas obligadas que llegan a desaparecer casi totalmente de los hayedos como grupo funcional, como resultado de la ausencia de madera muerta y la fragmentación de los lugares óptimos ha llevado a la extinción de las especies con pobre capacidad de dispersión (Söderström & Jonsson, 1992; Rose, 1992).

El declive debe afectar incluso a grupos relativamente comunes. Así en uno de los pocos trabajos cuantitativos realizados a este respecto en los hayedos ibéricos, González-Esteban & Villate (2003) establecieron una alta correlación ($r = 0,80$) entre la densidad de salamandras y el volumen de madera muerta en pie, debido al uso de estos hábitat como lugar de alimentación y refugio. En hayedos pirenaicos se ha establecido una buena correlación entre aves trepadoras (pícidis, trepador azul y agateadores común y norteño) y la disponibilidad de madera muerta en pie o en suelo y la densidad de cavidades en tronco (Camprodon, 2003).

La madera muerta dista de ser un sustrato homogéneo, ya que sus características modifican la composición de la comunidad que lo habita. Así la composición de las comunidades fúngicas depende de la especie, tamaño del fragmento, la disposición (en pie o en el suelo), el grado de descomposición, el nivel de humedad (Ódor *et al.*, 2006) y esta consideración también se extiende a otros grupos como briofitos o invertebrados (Martínez de Murgía *et al.*, 2003). Por ello, al contabilizarse la madera muerta debe tenerse en cuenta no sólo el volumen de madera presente, sino también la distribución por especies, la clase diamétrica, su disposición (caída o en pie) y su grado de descomposición. El mantenimiento de las poblaciones de los diferentes grupos, especialmente para grupos que disponen de baja capacidad de colonización como muchos insectos xilófagos (Speight, 1989), dependerá por tanto de la

presencia continua de madera muerta en las diferentes situaciones y estados de descomposición.

La estima de madera muerta presente en los hayedos debe considerar no sólo los volúmenes de madera muerta, sino también sus características (distribución diametral, disposición, especies y grado de descomposición). Estos parámetros pueden medirse muestreando superficies o bien mediante transectos lineales de anchura constante.

Una distribución homogénea va a permitir mayor disponibilidad del recurso en el espacio y por consiguiente, una mayor capacidad de dispersión, reducción de la competencia y riesgo de depredación. De todos modos, en la naturaleza la madera muerta suele presentarse a golpes por un proceso de perturbaciones a pequeña escala y correlacionada con presencia de arbolado maduro. Por lo tanto, el gestor puede adaptar la disponibilidad del recurso a los condicionantes de la estación ecológica y objetivos de la gestión.

Factor 2. Estructura del bosque

La gestión de los hayedos suele generar masas con una distribución de tamaños y edades muy homogénea. Suelen ser escasos los individuos pertenecientes a las clases diamétricas mayores, por cuanto los ciclos de corta, que generalmente están por debajo de los 150 años, llegando en algunos a bajar hasta los 80 años (Camprodon com. pers.), son mucho menores que la longevidad natural del haya, limitando la presencia de árboles extramaduros y decrépitos. Esto contrasta con la situación de los hayedos no manejados, donde predominan los árboles de grandes diámetros y los patrones de mortalidad son a pequeña escala, lo que genera un mosaico de edades y tamaños. En general, en los hayedos gestionados para madera del área oriental de distribución ibérica (llevados como monte alto irregular), escasean los pies de más de 35-40 cm de diámetro normal, siendo los árboles de diámetros superiores a los 45 cm muy escasos, al tratarse del diámetro objetivo de la gestión. Apenas se reservan árboles de la corta, ni madera muerta en pie o en suelo, por el miedo a plagas o cuestiones estéticas. En los hayedos navarros se está empezando a aplicar medidas de conservación que recoge la legislación foral. Por ejemplo, deben mantenerse a evolución natural el 5% de la superficie de cada monte cata-

logado (Gobierno de Navarra 1990). Así mismo, los planes de ordenación de los hayedos, hoy por hoy incluyen que al menos 8-10 árboles/ha y 20-40 m³/ha de madera muerta queden en pie tras la corta final. En el caso de los hayedos-abetales la presencia del abeto confiere una mayor diversidad arbórea y estructural a los hayedos, a la vez que permite la instalación de un mayor número de especies de fauna y flora. En el caso de los bosques menos manejados, este tipo de hábitat se enriquece a su vez con otras especies, si bien con carácter de acompañantes otras especies arbóreas, como arces, cerezos, sauces y diversos arbustos. Otras diferencias estructurales entre bosques manejados y no manejados incluyen la ya citada presencia de madera muerta y la disponibilidad de cavidades en los árboles (Camprodón & Salvanyà, 2005).

Estos factores son de gran importancia en la comunidad forestal. Quizá los vertebrados y en especial la comunidad ornítica sean los grupos en que mejor se conoce el efecto de la estructura del bosque sobre su composición.

La estructura forestal de los hayedos se ha relacionado con la abundancia de salamandras, azor, pícidos, colirrojo real, agateador, trepador azul, lirón gris, murciélagos, marta, etc.

Por ejemplo, la presencia de pícidos en los hayedos está relacionada con la presencia de abundante madera muerta, tanto en el suelo, como en pie, así como con la presencia de bosque maduro con pies de clases diamétricas grandes donde nidificar (Fernández & Azkona, 1996; Garmendia *et al.*, 2006). Si estos elementos no están presentes en superficies de una extensión y agregación adecuadas los pícidos sufren fuertes declives poblacionales y pueden llegar a desaparecer de un monte o área concreta. Este aspecto puede ser grave en el caso del pico dorsiblanco, cuya subespecie pirenaica es muy escasa y localizada, asociada a los hayedos maduros con abundante madera muerta (Camprodón *et al.*, 2007).

Los pícidos son un grupo clave en los sistemas forestales por cuanto contribuyen a incrementar la cantidad de cavidades disponibles para otras especies. En muchos hayedos la abundancia de cavidades es baja (Maldonado *et al.*, 2003; Camprodón & Salvanyà, 2005), es posible que la escasez de cavidades de buena calidad limite las densidades y el éxito

reproductor de la comunidad ornítica (Camprodón & Salvanyà, 2005). La cantidad de cavidades se relaciona con la presencia de árboles de clases diamétricas superiores a 35 cm, pero también con el tipo de manejo forestal, que puede inducir una mayor o menor formación de cavidades naturales por desgañe de ramas (Maldonado *et al.*, 2003). En este sentido (Camprodón, 2003) encuentra mayor abundancia de aves trogloditas en hayedos con cavidades abundantes que en hayedos con cavidades escasas, subrayando la limitación de este recurso. Estas conclusiones podrían aplicarse a otros grupos faunísticos como quirópteros forestales micromamíferos o insectos, aunque faltan estudios experimentales en el contexto ibérico.

La presencia de otras especies entre el estrato arbóreo y arbustivo, así como la presencia de un estrato herbáceo diversificado también influyen sobre la riqueza de la comunidad que se asienta sobre los bosques. Si bien el haya tiene una gran capacidad competitiva que tiende a relegar a otras especies arbóreas y arbustivas de sus masas, también es cierto que la presencia de otras especies que pudieran emerger en el interior del hayedo se ha visto tradicionalmente reducida durante las labores de limpiezas, claras y clareos que se produce como consecuencia de la gestión forestal. Esto ha sido mencionado en algunos casos en los hayedos abetales, indicando que ha existido tradicionalmente una corta selectiva de los abetos. Por otra parte la actual gestión de los hayedos pone muy difícil el establecimiento de especies pioneras por cuanto los procesos de competencia y sombreado que se producen desde momentos muy tempranos de la sucesión limitan el establecimiento de otras especies, que por otro lado probablemente estén también limitadas por la disponibilidad de propágulos. En el caso de los abetos desconocemos cuál es el nicho de regeneración de esta especie y de qué modo podemos favorecer su presencia, observándose en muchos casos la falta de tramos intermedios de tamaño/edad. Los seguimientos de algunas parcelas de hayedo donde la colonización ha ocurrido por procesos cercanos a los naturales indica que probablemente en los estadios iniciales de la formación de hayedos la diversidad del estrato arbóreo sea mayor (Herrera *et al.*, 2001).

La gestión forestal puede orientarse hacia una mayor variedad o mezcla arbolada frente al temperamento invasor del haya en condiciones donde es

altamente competitiva y a un favorecimiento de las condiciones para la regeneración del hayedo.

Factor 3. Herbivoría

La carga de herbívoros, bien sean ungulados silvestres o ganado doméstico, es un elemento importante de cara a configurar la estructura y diversidad de los bosques caducifolios. La interacción de los herbívoros puede modificar la abundancia y distribución de las especies de plantas y a través de este proceso alterar la abundancia de otros grupos animales que basan su cadena alimenticia en las plantas (Rooney, 2001; Rooney & Waller, 2003).

La mayor parte de los trabajos que estudian la herbivoría se centran en su efecto sobre la regeneración de los árboles, así como los posibles efectos diferenciales entre diferentes especies de árboles. En el contexto de los hayedos ibéricos es posible que en algunos casos la presión de ganado esté limitando la regeneración de los bosques.

En el caso de las especies que ocupan el sotobosque el efecto de la herbivoría es aún más dramático, por cuanto estas especies nunca alcanzan el tamaño suficiente para escapar de la presión de los herbívoros. Aunque faltan suficientes estudios sobre este proceso para los hayedos de la Península Ibérica, los resultados de estudios realizados en ecosistemas semejantes indican que el herbivorismo reduce la diversidad y cobertura de la comunidad herbácea del sotobosque (Gill, 1992; Fuller & Gill, 2001; Gill & Beardall, 2001; Rooney & Waller, 2003) y esto afectaría de modo especial a las especies más sensibles al pastoreo (Rooney, 1997; Kirby, 2001). La pobreza en la flora nemoral de muchos hayedos ibéricos, con una mayor frecuencia de las especies tóxicas o muy poco palatables (*Helleborus viridis*, *Pteridium aquilinum*) podría ser consecuencia de que la intensidad de la ganadería está afectando a la estructura del estrato herbáceo de nuestros hayedos. Sin duda es necesario diseños experimentales adecuados para comprobar estos procesos.

Globalmente la herbivoría tiende a reducir la cobertura del estrato herbáceo y algunos trabajos han relacionado este hecho con afecciones en otros niveles de la cadena trófica. Así, Allombert *et al.* (2005) relacionan la presión de la herbivoría con una reducción de las especies forestales que más de-

penden del sotobosque para su alimentación y cría. Resultados semejantes han sido observados por Perrins & Overall (2001).

Factor 4. Fragmentación

La fragmentación es un elemento de importancia crucial para el funcionamiento de las comunidades forestales (Tellería & Santos, 2001). En el caso de los hayedos las condiciones nemorales de poca luminosidad y elevada humedad relativa, que son básicas para el desarrollo de la flora y fauna más típicamente nemoral, se ven muy afectadas por el efecto de borde. Si bien, en general, en la mayor parte de su distribución ibérica los hayedos son formaciones relativamente poco fragmentadas, caracterizadas por manchas de gran tamaño, en los bordes de su área de distribución pueden aparecer en masas de menor tamaño y más aisladas.

Sin embargo, es posible que para algunos grupos de poca capacidad de colonización o con requerimientos de hábitat muy estrictos, como es el caso de algunos grupos de invertebrados saproxílicos (Schiegg, 2000) o incluso (a otra escala), para las especies de pícidos) la distribución de las áreas con hábitat de calidad se disponga de un modo parcheado, muy separados (para la escala de cada organismo) unos de otros, por lo que sí que pueden sufrir de los efectos de la fragmentación y el aislamiento poblacional.

La fragmentación estructural puede conllevar el aislamiento de poblaciones. Por ejemplo, el urogallo en la vertiente norte de los Pirineos muestra poblaciones aisladas por falta de buena estructura del sotobosque productor de frutos (falta de arándano y gayuba). La gestión forestal puede mejorar esta situación abriendo pequeños claros para permitir la entrada del luz que estimule el crecimiento del estrato arbustivo.

Estimadores de calidad del tipo de hábitat

Los parámetros a medir con el fin de conocer el estado de conservación de las masas incluyen diferentes escalas y procesos, desde la evaluación del estado de defoliación de los árboles a la evolución de la superficie y nivel de fragmentación de las masas. Además se evaluarán diferentes variables estructurales relacionadas con la calidad del tipo de

hábitat (madera muerta, estructura de la masa y densidad de cavidades), la presencia y riqueza de algunos grupos con valor bioindicador (pícidios, conjunto de la comunidad de aves y xilófagos) y los procesos como la herbivoría. La medición simultánea de aspectos relacionados con la calidad del tipo de hábitat, posibilitará establecer la correlación entre los parámetros estructurales y funcionales, lo que permitirá corroborar y calibrar la fiabilidad de los parámetros utilizados.

En cualquier caso es muy importante tener en cuenta que los valores aquí mencionados son umbrales basados en los niveles de conocimientos actuales y que habrá que aquilatar según avance la información disponible. Por otra parte los umbrales pueden mostrar cierto nivel de variación en función de la calidad de estación y objetivos de la gestión, en cualquier caso basándose siempre en criterios biológicos.

1. Cantidad de madera muerta

- a) Tipo: variable estructural.
- b) Aplicabilidad: carácter obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: medida en metros cúbicos de madera muerta por hectárea, desglosándola en función de:
 - Especie.
 - Disposición de la madera, en pie o caída.
 - Diámetro del fragmento clasificándolo según su clase diamétrica: pequeños < 5 cm, medianos < 15 cm, < 20 cm, grandes < 35 cm, grandes < 45 y extragrandes > 45 cm.
 - Nivel de descomposición. Estado 1: madera sana, con corteza, leño intacto; estado 2: madera sana, empezando a perder la corteza; estado 3: la madera empezándose a pudrir, sin corteza; estado 4: madera muy podrida, llena de agujeros; estado 5: madera del todo podrida y que se rompe al tocarla.
- d) Procedimiento de medición: transectos lineales de 1.000 metros de longitud con ancho de banda de 10 metros, repartidos de modo aleatorio dentro del espacio y remuestreos cada 5 años.
- e) Estado de conservación: la ausencia de inventarios adecuados de madera muerta y de valoraciones significativas entre la presencia de ésta y

de otras especies indicadoras hace necesario calibrar los niveles adecuados para el funcionamiento de este índice. La valoración debe incluir tanto la cantidad de madera muerta como la distribución por clases de tamaño y estados de descomposición.

- Desfavorable-malo: menos de 10 m³ de madera muerta por ha.
- Desfavorable-inadecuado: de 10 a 30 m³ de madera muerta por ha, con al menos un 30% como fragmentos de más de 30 cm de diámetro y un 20% como madera muerta en pie.
- Favorable: más de 30 m³ de madera muerta por ha, con al menos 12 m³ por ha de madera muerta en fragmentos de más de 30 cm de diámetro y al menos 4 m³ por ha de madera muerta en pie. Es importante que se presente madera en todos los estados de descomposición y que muestre una distribución que ocupe todo el espacio.

2. Estructura de la masa

- a) Tipo: variable estructural.
 - b) Aplicabilidad: carácter obligatorio.
 - c) Propuesta de métrica: número de pies por hectárea, dividiendo los pies según su clase diamétrica (clases diamétricas: árboles pequeños < 5 cm, medianos < 15 cm, < 20 cm, grandes < 35 cm, grandes < 45 y extragrandes > 45 cm), indicando la proporción de las diferentes especies encontradas.
 - d) Procedimiento de medición: muestreos puntuales utilizando el método de Bitterlich y midiendo para cada árbol incluido su diámetro.
 - e) Estado de conservación: Se valorará la presencia de árboles pertenecientes a la clase diametral mayor (> 40 cm), la diversidad estructural y de especies. Los valores exactos deberán ser calibrados con los datos funcionales.
- Pies extramaduros:
 - Desfavorable-malo: menos de 5 pies extragrandes (> 45 cm DBH) por ha.
 - Desfavorable-inadecuado: de 6-10 pies extragrandes (> 45 cm DBH) por ha.
 - Favorable: más de 10 pies extragrandes (> 45 cm DBH) por ha.

■ Diversidad forestal:

- Desfavorable-malo: menos de 5 pies adultos (DBH > 15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.
- Desfavorable-inadecuado: de 5 a 10 pies adultos (DBH > 15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.
- Favorable: más de 10 pies adultos (DBH > 15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.

■ Diversidad estructural:

- Desfavorable-malo: 90% de los pies por hectárea pertenecen a la misma clase diamétrica (en tramos de 20 cm DBH).
- Desfavorable-inadecuado: del 80% al 90% de los pies pertenecen a la misma clase diamétrica (en tramos de 20 cm DBH).
- Favorable: menos del 80% de los pies pertenecen a la misma clase diamétrica.

El valor de esta medida ponderará las tres variables incluidas en su análisis.

3. Presencia de píceidos

- Tipo: variable funcional.
- Aplicabilidad: carácter obligatorio.
- Propuesta de métrica: censo de territorios de píceidos nidificantes, prestando especial atención a la presencia de pito negro (*Dryocopus martius*).
- Procedimiento de medición: censo de territorios durante la época de celo (marzo-abril) mediante emisión de reclamo (estaciones de escucha de 10 minutos) y detección de árboles-nido.
- Estado de conservación: se valorará positivamente la presencia de pito negro y otras especies, así como su evolución demográfica. Especial atención al pico dorsiblanco en hayedos navarros y del oeste de Aragón.

■ Desfavorable-malo: nidificación de ningún píceido.

■ Desfavorable-inadecuado: nidificación de pico picapinos (solamente).

■ Favorable: nidificación de pico dorsiblanco (en hayedos navarros) o pito negro.

Es importante tener en cuenta que esa es una medida que pondera una superficie muy exten-

sa, ya que estos organismos tienen territorios que pueden abarcar hasta muchas decenas de hectáreas y por tanto sintetizan las condiciones en dichas extensiones, si bien en dicho territorio puede haber condiciones y calidades muy heterogéneas.

4. Comunidad de invertebrados saproxílicos

- Tipo: variable funcional.
- Aplicabilidad: recomendado.
- Propuesta de métrica: riqueza de la comunidad de insectos saproxílicos.
- Procedimiento de medición: muestreo de troncos mediante inspección visual y trampas.
- Estado de conservación: se considerará el número de taxones específicos de madera muerta, especialmente las incluidas dentro del listado de especies amenazadas o bien en la Directiva de Hábitats.

Ausencia de las especies citadas en los diferentes niveles desfavorable-malo. Presencia sólo de *Cerambyx cerdo* desfavorable-inadecuado. Presencia de *Rosalia alpina*, *Elona quimperiana*, *Osmoderma eremita*, *Limoniscus violaceus*, *Gnorimus variabilis* o *Caliprobola speciosa*, favorable.

5. Fragmentación de la masa

- Tipo: variable estructural.
- Aplicabilidad: obligatorio.
- Propuesta de métrica: relación superficie total, superficie de borde de la masa.
- Procedimiento de medición: análisis de imágenes digitalizadas. Cálculo de la superficie total y de la superficie sin efecto de borde considerando un efecto de borde de 30 m desde los márgenes de las masas hacia su interior. Así mismo se considerará la relación entre los valores actuales y los existentes hace cinco años.
- Estado de conservación: se valorará la evolución total de la masa, la evolución total del tipo de hábitat libre de efecto de borde y el porcentaje de tipo de hábitat sin efecto de borde. Esta valoración se establecerá para cada territorio y para el total del área de la formación.

■ Desfavorable-malo: relación entre superficie sin efecto de margen borde y superficie total menor del 80%.

- Desfavorable-inadecuada: relación entre superficie sin efecto de margen y superficie total menor del 90% y mayor del 80%.
- Favorable: relación entre superficie sin efecto de margen borde y superficie total mayor del 90%.

Para el cálculo de estos umbrales, se tendría en cuenta las formaciones con las que contacta el tipo de hábitat 9130, así en el caso de contactar con formaciones forestales autóctonas se consideraría que no existe efecto de borde en dicho contacto.

6. Nivel de defoliación de los árboles

- a) Tipo: variable funcional.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: nivel de defoliación de los árboles.
- d) Procedimiento de medición: estima del nivel de defoliación mediante procedimiento visual. Para ello se utilizará el sistema de seguimiento paneuropeo de seguimiento forestal actualmente existente y su frecuencia de muestreo, añadiéndose localidades, si la representación para las masas citadas fuera escasa.
- e) Estado de conservación: se aplicará la misma escala y se estimará la evolución.
Se aplicarán los mismos umbrales que los utilizados por el sistema pan europeo de seguimiento forestal.

7. Herbivoría

- a) Tipo: variable funcional donde se estima la carga ganadera o de ungulados silvestres.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: densidad de herbívoros, efectos sobre la vegetación.
- d) Procedimiento de medición: establecimiento de parcelas de exclusión (20 × 20 m), junto a parcelas de libre acceso para los herbívoros. Estimación de la carga de ganado doméstico y ungulados silvestres por hectárea. La estima de ungulados silvestres puede ser difícil, pueden utilizarse medidas basándose en esfuerzo de caza.
- e) Estado de conservación: se analizarán las diferencias entre parcelas como medida del efecto de la ganadería y se establecerán correlaciones

entre estos datos y la carga ganadera. Esto nos permitirá estimar las cargas ganaderas que producen un impacto admisible sobre la cobertura y diversidad de la flora nemoral y la regeneración natural.

Carecemos de información sobre los niveles de herbivoría, por lo que deberán realizarse seguimientos previos para evaluar la carga ganadera que pueden soportar los bosques. Si se observan daños frecuentes en la vegetación, en especial en las yemas apicales, sería un indicador de una carga excesiva.

3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función

Variables estructurales

1. Cantidad de madera muerta.
2. Estructura de la masa.
3. Fragmentación de la masa.

Variables funcionales

4. Estado sanitario de los árboles.
5. Presencia de pícidos.
6. Herbivoría (*recomendada*).
7. Comunidad de invertebrados saproxílicos (*recomendada*).

A cada una de las variables se le asignarán tres valores en función de sus resultados individuales (0 desfavorable-malo, 1 desfavorable-inadecuado, 2 adecuado). Se considerará que el estado global es desfavorable-malo si se obtienen menos del 40% de los puntos posibles (en función de las variables evaluadas), desfavorable-inadecuado si se obtienen menos del 75% de los puntos posibles y adecuado si se obtienen valores superiores al 75%.

La valoración regional o a escalas mayores se hará atendiendo a esta misma regla, pero ponderando en función de la superficie de hábitat valorada en cada localidad.

Calcular este índice con la escasa información disponible para este tipo de hábitat es difícil. Sin embargo, basándonos en los datos actuales, y en espera de que se implementen los protocolos de evaluación de la calidad del tipo de hábitat, consideramos que la

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U1

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.3
Valoración de la estructura y funciones específicas del tipo de hábitat 9130 en la región biogeográfica Alpina.

calidad de este hábitat es favorable en la mayor parte de su área.

3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función

Establecimiento del sistema de vigilancia

Selección mediante muestreo estratificado al azar de los puntos iniciales y finales de los transectos. Para su elección se emplearán un sistema de información geográfica donde se establecerán las condiciones que debe cumplir los transectos (separación mínima entre ellos, discurrir por zonas ocupadas por el hábitat, longitud). Una vez establecidas las coordenadas se localizarán en el campo los puntos de partida y final de los transectos. En estos puntos, así como a 100 y 300 m del punto de inicio, se enterrarán piezas metálicas que permitan reubicar posteriormente estos mismos puntos. El número de transectos por LIC oscilará entre 10 y 20 dependiendo de la superficie del tipo de hábitat presente.

Estos mismos puntos se establecerán para realizar los muestreos de fauna saproxílica y en sus inmediaciones, pero al menos a 100 m de distancia se establecerán las parcelas de exclusión de ganado.

Periodicidad quinquenal

Transectos lineales de 500 m de distancia con banda de 20 m.

- Objetivo:
- 1. Estima de madera muerta y de sus características.
- 2. Estima de la densidad de cavidades.

Muestreos puntuales basados en el método de Bitterlich a realizar en los puntos 100, 300 y 500 m de los transectos lineales.

- Objetivo:
- 3. Cálculo de la estructura de la masa aérea.

Censos

- Objetivo:
- 4. Seguimiento de las parejas de pícidos.
- 5. Evaluación de las comunidades saproxílicas.

Análisis de imagen

- Objetivo:
- 6. Evolución de la superficie de la masa y del nivel de fragmentación.

Seguimiento de parcelas de exclusión

- Objetivo:
- 7. Evaluar el efecto de la herbivoría

Periodicidad anual

Evaluación del nivel de defoliación de las hayas y abetos

- Objetivo:
- 8. Conocer el estado fitosanitario de las masas.

Viabilidad

Transectos (1, 2, 3)

El diseño de muestreo actual permitiría evaluar el estado de este tipo de hábitat dentro de la superficie de los LIC. Sería necesario el establecimiento

de entre 15 y 20 transectos por LIC para cumplir los objetivos 1, 2 y 3 del seguimiento. Una vez establecidos los transectos, lo que supone el mayor esfuerzo, su seguimiento quinquenal, implicaría un coste de aproximadamente un semana de campo para dos operarios cada cinco años por LIC, así como un día cada cinco años de un trabajador para introducir los datos en un formulario y un día de un técnico para el análisis. Además de poder conocer el estado de las masas, el diseño permitiría establecer hacer un seguimiento cuantitativo de la evolución del estado del tipo de hábitat. A pesar de que una parte importante del tipo de hábitat se encuentra dentro de los LIC, deberían establecerse transectos en zonas fuera de estas áreas protegidas para evaluar si existen diferencias en la calidad de las masas dentro y fuera de los LIC.

Censos (4, 5)

Para los píceidos (4), en la mayor parte de los espacios ya se realizan censos de estas especies; el objetivo sería sistematizarlos y hacerlos con adecuada regularidad. Del mismo modo que en el caso anterior, debería evaluarse el estado de las zonas fuera de los LIC, para conocer si existen diferencias importantes en el estado de conservación. Los censos de invertebrados saproxílicos son más complejos porque requieren personal técnico capaz de distinguir a estos grupos; por ello su desarrollo en territorios amplios resulta más complejo.

Análisis de imagen y fragmentación (6)

Este tipo de medición es relativamente rápida para los LIC, ya que en su mayor parte cuentan con cartografía digitalizada, por lo que sólo tendrían que actualizarla cada cinco años. Deberían utilizarse sistemas de análisis de imagen, así como de predicción de tipo de hábitat potencial para que este proceso sea lo más sencillo posible.

Seguimiento de parcelas de exclusión (7)

Se trata quizá del parámetro a evaluar más complejo. Tenemos muy poca información sobre el efecto de las cargas ganaderas en los bosques y es necesario llevar a cabo un manejo adaptativo donde las decisiones que se tomen vayan unidas de un segui-

to para comprender cuales son las medidas adecuadas a tomar.

Evaluación del nivel de defoliación de hayas y abetos (8)

Aunque se trata de la medida con mayor frecuencia temporal su coste es muy bajo, porque consiste simplemente en seleccionar un número de árboles dentro de este tipo de hábitat y observar su defoliación anualmente. De hecho es muy posible que la red pan europea existente ya cuente con bastantes árboles que cumplan estos requisitos. Una vez comprobado si es necesario añadir más árboles y seleccionados éstos, sólo supone un día de trabajo anual para una persona que haya recibido un breve cursillo sobre la medición visual de defoliación.

Seguimiento en un contexto del manejo adaptativo

La necesidad de estimar el estado de este tipo de hábitat nos obliga a tomar como medidas umbrales de calidad que se apoyen en la mejor información científica disponible en este momento. Esto es un requisito para que los gestores dispongan de herramientas con el fin de tomar decisiones. Sin embargo, es necesario comprender que ni estos valores ni estas recomendaciones son datos inamovibles. El gestor debe utilizar la información de los seguimientos para adecuarlo a las especificidades de su territorio y a los objetivos concretos de la masa.

La previsible mejora de los conocimientos va a permitir perfeccionar estas recomendaciones. En este sentido es crucial la labor de los gestores, que deben considerar la gestión en un contexto de manejo adaptativo, esto es, donde los resultados de la propia gestión y sus adecuados registros deben permitir evaluar la validez de los umbrales y las decisiones de gestión en un proceso iterativo.

Por ello, deben registrarse adecuadamente las actividades de gestión periódicamente y evaluar los resultados de los parámetros estructurales que medimos, así como con la presencia de indicadores biológicos para comprobar la validez del manejo, modular los umbrales y mejorarlo. Lo que por otra parte va a favorecer la interacción y el entendimiento entre gestores y científicos.

3.4. EVALUACIÓN DE LAS PERSPECTIVAS DE FUTURO

Los hayedo-abetales son bastante sensibles a escenarios de cambio climático, ya que ambas especies dominantes se encuentran en su límite meridional de distribución y los factores climáticos que más limitan su crecimiento están ligados a la sequía estival (Herrera *et al.*, 2001; Rozas, 2001; Tardif *et al.*, 2003). En el contexto actual algunos trabajos indican la existencia de un alza altitudinal del haya (Peñuelas & Boada, 2003), así como un declive del crecimiento de los hayedos situados en condiciones más xéricas (Jump *et al.*, 2006), si bien es necesario confirmar los resultados en escalas espaciales más amplias. De hecho, el aumento de las temperaturas y descenso de las precipitaciones a partir del último tercio del siglo XX puede generar un contexto difícil para el futuro inmediato (Gessler *et al.*, 2007). En el caso del abeto la presencia de episodios de decaimiento relacionados con eventos climáticos puntuales extremos como la sequía estival de 1986 parece claramente contrastada (Camarero *et al.*, 2004), al menos en una porción importante del área de distribución de la especie (Camarero *et al.*, 2002). Por tanto el efecto de estos eventos climáticos se manifestarán en periodos temporales relativamente largos. El previsible aumento de estos fenómenos climáticos extremos y la posibilidad de respuestas no lineales, una vez superados los umbrales de tolerancia, hace que nos enfrentemos a escenarios sumamente complejos. Las actuaciones a realizar ante semejantes eventos son complicadas, pues parece que el uso de medidas de aclareo para limitar la competencia no es una solución (Camarero *et al.*, 2004). Por otra parte habría que considerar el papel que confiere la variabilidad genética de los abetos en su tolerancia a estos fenómenos climáticos extremos. Las técnicas silvícolas deben ser conscientes de esta situación y reducir las que aumenten el estrés hídrico de los hayedo-abetales, como pueden ser las cortas sobre áreas muy extensas y promover un uso basado en cortas a muy pequeña escala. Del mismo modo, los hayedos situados en las condiciones hídricas más estresantes deben ser dejados como rodales de conservación.

Otro aspecto a tener en consideración para el futuro es el efecto del abandono de las actividades tradicionales que existían en los hayedos hasta el último tercio del siglo XX. Los hayedos se mane-

jaban tradicionalmente de múltiples maneras: monte bajo para carbón, monte alto para madera, pasto con arbolado para uso mixto ganadero-forestal, trasmochos... Todos estos usos prácticamente han desaparecido a favor del monte alto, que es en la actualidad el uso predominante de todos los hayedos. Sin embargo, dada la longevidad de la especie en muchos bosques llevados a monte alto aún puede percibirse el tipo de manejo que existió en el pasado reciente. Dos tipos de manejo, el sistema de pasto con arbolado y los trasmochos tienen un gran valor desde el punto de vista de la conservación, ya que en ambos casos se generan árboles de gran tamaño, con cavidades, ramas muertas y en general una serie de atributos que les confieren gran valor de cara a fauna y flora, incluyendo en este último grupo líquenes, briófitos y hongos. De hecho, suele ser en estos individuos donde encontramos la mayor parte de los indicadores de bosques maduros (Read, 2000). Estos árboles, desaparecido el manejo que los mantenía, están muriendo poco a poco. Sin embargo, en los bosques manejados y llevados a monte alto, no están generándose hábitat que permitan el asentamiento de las poblaciones que persistían sobre estos grandes árboles. Si no se toman medidas urgentes, corremos el riesgo de que las poblaciones de flora y fauna que se desarrollan sobre estas troncas desaparezcan con la muerte y descomposición de estos árboles.

Uno de los problemas más importantes de los hayedos ibéricos es la intensificación del uso forestal. La ordenación y gestión sistemática de los hayedos, si no se hace con criterios ambientales claros, conduce a bosques con una estructura muy homogénea, sin árboles extramaduros, sin madera muerta, y en general, sin recursos para las especies más estrictamente forestales. Por otra parte, es muy posible que muchas de las técnicas de corta basadas en superficies extensas y que dejan descubierto el suelo tengan efecto sobre el mantenimiento del estrato herbáceo (Godefroid *et al.*, 2005). Por otra parte las políticas que propugnan el uso de biomasa basada en la producción forestal pueden suponer un grave problema para el mantenimiento de madera muerta en los hayedos-abetales. Es previsible que en la región alpina las previsiones sean algo mejores por encontrarse muchos de estos bosques en áreas con diferentes niveles de protección, sin embargo, es necesario prestar mucha atención a este aspecto en particular.

Si se toman en cuenta las recomendaciones de gestión propuestas en el apartado 4 y en especial se aplican los aspectos relacionados con la presencia de madera muerta en los bosques y el mantenimiento de la diversidad estructural de los hayedos-abetales, es factible que estos aumenten en superficie y calidad. Sin duda, la situación del abeto, en términos de procesos de regeneración y de sus fenómenos de decaimiento, plantea las mayores incertidumbres para su futuro.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Perspectivas futuras	FV

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.4
Valoración de las perspectivas de futuro del tipo de hábitat 9130 en España para la región biogeográfica Alpina.

3.5. EVALUACIÓN DEL CONJUNTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U1

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.5
Evaluación del conjunto del estado de conservación del tipo de hábitat 9130 en España para la región biogeográfica Alpina.



4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Una gestión de los hayedos que busque preservar no sólo su superficie, sino los procesos y grupos biológicos más relevantes debería considerar los siguientes aspectos.

1. Debe dejarse una cantidad suficiente de árboles extramaduros en los bosques manejados, árboles cuya madera se renuncia a cortar y se dejan en el bosque para que completen en él su ciclo vital. Estos árboles no deberían ser árboles esbeltos y libres de ramas, sino que son preferibles árboles gruesos, ramudos, con un menor valor comercial, pero mayor valor biológico. Para píceos pueden ser perfectamente árboles altos y con tronco sin ramas hasta una buena altura (10-12 m), para así reducir el riesgo de depredación de nidos.
2. Debe quedar en el monte madera muerta en todas las dimensiones y estados (en pie, en rama y en suelo). La más útil para vertebrados es a partir de 15 cm de DBH y por lo menos 2-3 m de largo. Las estacas es preferible que sean de 30-40 cm de DBH y por lo menos 3 m de altura.
3. Deben buscarse esquemas de manejo que eviten eliminar simultáneamente grandes superficies, y elegir técnicas de corta y saca respetuosas con el suelo. Por ejemplo mediante regeneración por bosquetes: se abren claros de diámetro adecuado (según altura del arbolado y pendiente) en un buen año de producción de hayuco. Dentro de esta norma, hacer los bosquetes lo más pequeños posible para minimizar el impacto visual (se trata de simular una pequeña perturbación natural), a menos que lo que se persiga sea ganar claros dentro de una matriz arbolada extensa (en tal caso se pueden abrir grandes claros para favorecer plantas pioneras, algunas de las cuales pueden ser productoras de fruto). Debe buscarse una silvicultura que favorezca la regeneración de abetos.
4. Durante las diferentes labores forestales, de limpieza, claros y claras debe reducirse el impacto sobre las especies forestales diferentes del haya de cara a favorecer la diversidad arbórea de estos bosques.
5. Debe hacerse una labor activa de aumento de las poblaciones de especies con problemas de conservación y en especial del abeto.
6. Debe evitarse la presión excesiva de la ganadería doméstica sobre los hayedos, no sólo en los tramos en regeneración, sino en todo momento, por su previsible impacto sobre la vegetación nemoral.
7. Deben protegerse los pequeños cuerpos de agua, aunque sean de carácter temporal que se forman en los hayedos. En caso de que el lugar tenga un uso como abrevadero, deben delimitarse zonas sin acceso al ganado para los anfibios. Deben evitarse los márgenes o taludes con fuerte pendiente que impidan la salida de los anfibios. Desde un punto de vista activo, deben fomentarse dichos humedales (temporales o permanentes) en zonas donde han desaparecido o donde su ausencia o rareza pueda ser un cuello de botella para las poblaciones de anfibios.
8. Deben crearse zonas dejadas a su libre evolución, que sirvan para comprender la dinámica de estas formaciones y para conservar, de cara al futuro, una superficie mayor de bosques próximos al estado natural.
9. Debe prestarse una especial atención en la formación de los agentes que participan en el uso, manejo y gestión de los hayedos para que comprendan el sentido de las prácticas de gestión orientadas a la conservación. Sería muy importante estimular el intercambio de experiencias entre gestores y con expertos en conservación.
10. Debe evitarse la realización de las labores de gestión forestal en los períodos de nidificación y cría de las especies más sensibles (marzo-junio).
11. Se debe estimular la investigación ecológica y forestal con diseños experimentales y demostrativos de como debe manejarse el bosque con criterios de conservación.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye una aportación adicional realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).



5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

5.1. BIENES Y SERVICIOS

- Fijación de carbono.
- Mantenimiento de biodiversidad.
- Regulación del ciclo hídrico.
- Recreativo.
- Educativo.
- Científico.

5.2. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

Las líneas prioritarias de investigación deben buscar comprender la biodiversidad presente en los hayedos, descubrir los mecanismos que determinan el funcionamiento de estas masas y de los grupos biológicos más importantes y desarrollar técnicas de manejo que reproduzcan los procesos naturales. Por otra parte, tal y como se ha discutido en el apartado 3.3 debe tenerse en cuenta que la propia gestión es una parte integrante de la investigación y que de-

ben medirse adecuadamente las gestiones realizadas y sus consecuencias, para poder realizar una continua reevaluación de las pautas de gestión.

- Necesidades de hábitat de pícidos y grupos saproxílicos.
- Investigación de grupos poco conocidos (por ejemplo, invertebrados, quirópteros).
- Cartografía y catalogación de la diversidad de hongos, briófitos, líquenes e invertebrados ligados a madera muerta.
- Métodos de reintroducción de especies raras.
- Reconstrucción de la dinámica histórica mediante técnicas de dendroecología y análisis espacial.
- Seguimiento de parcelas permanentes.
- Efecto de la ganadería sobre la composición y estructura del bosque.
- Búsqueda de técnicas forestales que emulen a los procesos naturales.
- Detectar el nicho de regeneración para el abeto y los factores que determinan su instalación.
- Estudiar las causas del decaimiento del abeto.



6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- ALBRECHT, L., 1991. Die Bedeutung totes Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 106-113.
- ALLOMBERT S., GASTON A. J. & MARTIN, J. L., 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126: 1-13.
- AUDE, E. & POULSEN, R. S., 2000. Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forest. *Applied Vegetation Science* 3: 81-88.
- AULÉN, G., 1988. *Ecology and distribution history of the White-Backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*. Report n.º 14. Uppsala: Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- BARTOLOMÉ, C., ÁLVAREZ JIMÉNEZ, J., VAQUERO, J., COSTA, M., CASERMEIRO, M. A., GIRALDO, J. & ZAMORA, J., 2005. *Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía Básica*. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.
- BENITO, J. L., 2006. *Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés)*. Serie Investigación n.º 50. Zaragoza: Gobierno de Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P. & SANZ, H., 1997. *Los bosques ibéricos*. Barcelona: Planeta.
- BLAS, M., 2003. *Limoniscus violaceus*. En: Verdú, J. R. & Galante, E. (eds.). *Libro Rojo de los invertebrados de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 124-125.
- BUCKLEY, D. & ALCOBENDAS, M., 2004. Salamandra común. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los reptiles y anfibios de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Asociación Herpetológica Española. pp 55-57.
- BURGAZ, A. R. & MARTÍNEZ, I., 2003. *Peltigerales: Lobariaceae, Nephromataceae, Peltigeraceae. Flora Liqueológica Ibérica*. Murcia: Sociedad Española de Liqueología. 61 p.
- CAMARERO, J. J., LLORET, F., CORCUERA, L. PEÑUELAS, J. & GIL-PELEGRÍN, E., 2004. *Cambio global y decaimiento del bosque*. En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A. pp 397-423.
- CAMARERO, J. J., PADRÓ, J. A., MARTÍN, E. & GIL-PELEGRÍN, E., 2002. Aproximación dendroecológica al decaimiento del abeto (*Abies alba* Mill.) en el Pirineo aragonés. *Montes* 70: 26-33.
- CAMPIÓN, D. & SENOSIÁIN, A., 2003. Pico dorsiblanco. En: Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. (eds.). *Libro Rojo de las aves de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 307-309.
- CAMPRODON, J. & PLANA, E., 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Publicacions i Edicions Universitat de Barcelona.
- CAMPRODON, J. & SALVANYÀ, J., 2005. Cavitats arbòries en fagedes del Montseny: disponibilitat, caracterització i importància per als ocells i altres vertebrats en relació amb l'estructura de l'hàbitat i la gestió forestal. En: *VI Trobada d'Estudiosos del Montseny*. Diputació de Barcelona. pp 127-134.
- CAMPRODON, J., 2003. *Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- CAPIZZI, D., BATTISTINI, M. & AMORI, G., 2003. Effects of habitat fragmentation and forest management on the distribution of the edible dormouse *Glis glis*. *Acta Theriologica* 48: 359-371.
- CARRERAS, J. & VIGO, J., 2005. *Informe sobre les correspondències hàbitats de catalunya i els hàbitats comunitari*. Conveni 301021/2000 entre el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya i la Universitat de Barcelona. Barcelona.

- CASTIÉN, E. & GOZALBEZ, J., 2001. Pequeños mamíferos forestales: influencia de las actividades forestales sobre las comunidades de insectívoros y roedores. En: *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*. Camprodon y Plana Editores, Ediciones de la Universidad de Barcelona.
- CASTIÉN, E., 2002. Lirón gris. Ficha Libro Rojo. pp 428-431. En: Palomo, L. J. & Gisbert, J. (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM-SECEMU.
- CHRISTENSEN, M. & HAHN, K., 2003. *A study on dead wood in European forest reserves. Nature-based Management of Beech in Europe*. NATMAN Working Report n.º 9. 29 p.
- COMPS, B., LETOUZEY, J. & TIMBAL, J., 1984. Essai de synthèse phytosociologique sur les hêtraies pyrénéennes. *Doc. Ecol. pyr.* 3-4: 71-81.
- COMPS, B., LETOUZEY, J. & TIMBAL, J., 1986. Etude synsystématique des hêtraies pyrénéennes et des régions limitrophes (Espagne et Piémont aquitain). *Phytocoenologia* 14: 145-236.
- DIERSCHKE, H., 1990. Species-rich beech woods in mesic habitats in central and western Europe: a regional classification into suballiances. *Vegetatio* 87: 1-10.
- EMBORG, J., CHRISTENSEN, M. & HEILMANN-CLAUSEN, J., 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126: 173-189.
- FERNANDEZ, C. & AZKONA, P., 1996. Influence of forest structure on the density and distribution of the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and black woodpecker *Dryocopus martius* in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Bird Study* 43: 305-313.
- FERNÁNDEZ, C., 1997. *Plan de conservación del pito negro (Dryocopus martius) en Navarra*. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra.
- FOLCH, R., 1986. *La vegetació del Paísos Catalans*. Institució Catalana d'Historia Natural. Memòria n.º 10. Barcelona: Ketres Editora.
- FONT, X., 2007. *Mòdul Flora i Vegetació. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya*. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>
- FULLER, R. J. & GILL, R. M. A., 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193-199.
- GALANTE, E. & VERDÚ, J. R., 2000. *Los Artrópodos de la "Directiva Hábitat" en España*. Serie técnica. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. 172 p.
- GANDULLO, J. M., BLANCO, A., SANCHEZ, O., RUBIO, A., ELENA, R. & GÓMEZ, V., 2004. *Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles*. Monografías INIA, Serie Forestal n.º 4.
- GARMENDIA, A., CARCAMO, S. & SCHWENDTNER, O., 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15: 1399-1415.
- GENCAT, 2007. *Cartografia a E 1:50.000 dels hàbitats (CHC50) i dels hàbitats d'interès comunitari (CHIC50)*. Web del Departament de Medi Ambient i Habitatge. Barcelona. <http://mediambient.gencat.net>
- GESSLER, A., KEITEL C., KREUZWIESER, J., MATYSSEK, R., SEILER, W. & RENNENBERG, H., 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees-Structure and Function* 21: 1-11.
- GILL, R. M. A. & BEARDALL, V., 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209-218.
- GILL, R. M. A., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65: 363-388.
- GOBIERNO DE NAVARRA, 1990. Ley Foral 13/1990, de 31 de diciembre, de protección y desarrollo del Patrimonio Forestal de Navarra. *Boletín Oficial de Navarra*.
- GODEFROID, S., RUCQUOIJ, S. & KOEDAM, N., 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39-53.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2003. *Trabajos de gestión en las áreas de elevado interés faunístico del Parque Natural de Aiako Harria*. Diputación Foral de Gipuzkoa. Informe inédito. 128 p.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2004a. *Caracterización de la estructura del hayedo en el Par-*

- que Natural de Aralar*. Diputación Foral de Gipuzkoa. Informe inédito. 40 p.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2004b. *Caracterización de la estructura del hayedo en el Parque Natural de Gorbeia*. Diputación Foral de Álava. Informe inédito. 46 p.
- HERRERA, J., LASKURAIN, N. A., ESCUDERO, A., LOIDI, J. & OLANO, J. M., 2001. Sucesión secundaria en un abedular-hayedo en el Parque Natural de Urkiola (Bizkaia) mediante dendrocronología. *Lazaroa* 22: 59-66.
- INFANTE, M. & HERAS, P., 2001. Presencia y conservación de *Buxbaumia viridis* (Moug. ex Lam. & DC) Brid. & Nest. (Musc., Buxbaumiaceae) en el Pirineo aragonés (Norte de España). *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava* 16: 43-50.
- INFANTE, M. & HERAS, P., 2003. *Briófitos de Aragón: Catálogo, Lista Roja y Puntos de Interés*. Diputación General de Aragón, Departamento de Medio Ambiente. Informe Inédito.
- INFANTE, M. & HERAS, P., 2005. Bryophytes in the Spanish Law. *Boletín de la Sociedad Española de Briología* 26-27: 5-16.
- JAHN, G., 1991. Temperate deciduous forests of Europe. En: Röhrig & Ulrich (eds.). *Temperate deciduous forests, Ecosystems of the world*, 7. 377-502. Amsterdam: Elsevier.
- JUMP, A. S., HUNT, J. M. & PEÑUELAS, J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174.
- KIRBY, K. J., 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219-229.
- LOIDI, J., 1983. *Estudio de la flora y la vegetación de las cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense. Madrid.
- LOIDI, J. & BÁSCONES, J. C., 2006. *Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra*. Pamplona: Gobierno de Navarra.
- LOIDI, J., BIURRUN, I. & HERRERA, M., 1997. La vegetación del centro-septentrional de España. *Itinera Geobotanica* 9: 161-618.
- LÓPEZ MARTÍN, J. M., 2002. Marta. Ficha Libro Rojo. pp 266-269. En: Palomo, L. J. & Gisbert, J. (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM-SECEMU.
- MALDONADO, C., MARTÍNEZ DE ARANO, I., RODRÍGUEZ, D., MANSO, J. M. & AMUNATEGUI, M., 2003. *Evaluación de la disponibilidad de hábitat para especies amenazadas de flora y fauna en los principales sistemas forestales del Parque Natural de Gorbea*. Memoria Inédita. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.
- MARTÍNEZ DE MURGIA, L., CASTRO, A., SIERRA M. P. & MOLINO-OLMENDO, P., 2003. *Estudio de diversidad de artrópodos saproxílicos forestales de Aralar, con especial atención a las especies incluidas en convenios internacionales*. Memoria Inédita. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.
- MARTÍNEZ DE MURGUÍA, L., LAPAZA, J., SALABERRÍA, E., MÉNDEZ, M. & MOLINO-OLMEDO, F., 2004. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo acidófilo en regeneración del norte peninsular. *Munibe. Ciencias Naturales* 2004 (55): 167-181.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 1997. *Inventario Nacional de Hábitats. Cartografía inédita a escala 1:50.000*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- MONTERRAT, P., 1968. Los hayedos navarros. *Colleganea Botanica* 49: 845-93.
- MONTERRAT, P., 1981. Rasgos de oceanidad en los fitoclimas topográficos pirenaicos. *Bol. Soc. Broteriana* 54: 405-409.
- MULLER, J., STRATZ C. & HOTHORN, T., 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research*, 124: 233-242.
- NILSSON, S. G., NIKLASSON, M., HEDIN, J., ARONSSON, G., GUTOWSKI, J. M., LINDER, P., LJUNGBERG, H., MIKUSINSKI, G. & RANIUS, T., 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189-204.
- NIMIS, P. L., 1993. *The lichens of Italy*. Torino: Museo Regionale di Scienze Naturali. 897 p.
- NIMIS, P. L., 2003. *Checklist of the lichens of Italy 3.0*. University of Trieste. <http://dbiodbs.univ.trieste.it>
- ÓDOR P., VAN DORT, K., AUDE, E., HEILMANN-CLAUSEN, J. & CHRISTENSEN, M., 2005. diversity and composition of dead wood inhabiting

- bryophyte communities in european beech forests. *Boletín Sociedad Española de Briología* 26-27: 85-102.
- OLANO, J. M., GARDE, M. T. & SCHWENDTNER, O., 2005. Estructura y dinámica de un bosque viejo del Pirineo Occidental. *Comunicación en panel, IV Congreso Forestal Nacional*, Zaragoza.
- OLANO, J. M., GARCÍA-PLAZAOLA, J. I., LOIDI, J., SALCEDO, I., RENOBLES, G., INFANTE, M. & HERAS, P., 1996. *Proyecto de evaluación y propuestas de gestión para la conservación de los bosques de Urbasa y Andia*. Gobierno de Navarra. Informe Técnico.
- PEÑUELAS, J. & BOADÁ, M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140.
- PERALTA, J., 1996. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de la Comarca Agraria V. Memoria y Mapa*. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Servicio de Estructuras Agrarias. Informe técnico.
- PERALTA, J., 2006. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de la Comarca Agraria IIE. Memoria y Mapa*. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Servicio de Evaluación de Recursos Agrarios. Informe técnico.
- PERALTA, J. & OLANO, J. M., 2000. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de las Comarcas Agraria III y IV. Memoria y Mapa*. Informes técnicos. Sº de Estructuras Agrarias. Dpto. de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Gobierno de Navarra. Pamplona.
- PERRINS, C. M. & OVERALL, R., 2001. Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry* 74: 299-309.
- PETERS, R., 1997. *Beech forests*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- PROULX, G., AUBRY, K., BIRKS, J., BUSKIRK, S., FORTIN, C., FROST, H., KROHN, W., MAYO, L., MONAKHOV, V., PAYER, D., SAEKI, M., SANTOS-REIS, M., WEIR, R. & ZIELINSKI, W., 2004. World distribution and status of the genus *Martes* in 2000. En: Harrison, D. J., Fuller, A. K. & Proulx, G. (eds.). *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments. An international perspective*. New York: Springer Science+Business Media. pp 21-76.
- PURVIS, O. W., COPPINS, B. J., HAWKSWORTH, D. L., JAMES, P. W. & MOORE, D. M., 1992. *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. London: Natural History Museum Publications. 710 p.
- RAMEAU, J. C., MANSION, D. & DUMÉ, G., 1993. *Flore forestière française: 2 Montagnes*. Paris: Institute pour le Développement Forestier.
- RANDLANE, T., 1998. Red list of Estonian macrolichens. *Folia Cryptogamica Estonica* 32: 75-79.
- READ, H., 2000. *Veteran Trees Management Handbook*. English Nature Conservancy. www.english-nature.org.uk/pubs/Handbooks/upland.asp?id=6
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. *Mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. Madrid: Ministerio de Agricultura. ICONA. 18 mapas. Memoria. 268 p.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., ASEÑSI, A., COSTA, M., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LLORENS, L., MASALLES, R., MOLERO MESA, J., PENAS, A. & PÉREZ DE PAZ, P. L., 1993. El Proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España. *Colloques phytosociologiques* 22: 611-661.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., BÁSCONES, J. C., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J., 1991a. Vegetación del Pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobotanica* 5: 5-456.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., BÁSCONES, J. C., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J., 1991b. Sintaxonomía de los hayedos del suroccidente de Europa. *Itinera Geobotanica* 5: 457-480.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. & PENAS, A. (eds.), 2003. *Atlas y manual de los hábitat de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. 492 p.
- ROONEY, T. P., 1997. Escaping herbivory: refuge effects on the morphology and shoot demography of the clonal forest herb, *Maianthemum canadense*. *Journal of the Torrey Botanical Society* 124: 280-285.
- ROONEY, T. P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- ROONEY, T. P. & WALLER, D. M., 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- ROSE, F., 1992. Temperate forest management: its effect on bryophyte and lichen floras and habi-

- tats. En: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (eds.). *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. pp 223-245.
- ROZAS, V., 2001. Detecting the impact of climate and disturbances on tree-rings of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in a lowland forest in Cantabria, Northern Spain. *Annals of Forest Science* 58: 237-251.
- RUSSELL, J. S. & MOORE, A. W., 1968. Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data, *Proc. 9th. Int. Cong. Soil Sci.* 4: 205-213.
- SCHIEGG, K., 2000. Are there saproxylic beetle species characteristics for high dead wood connectivity? *Ecography* 23: 579-587.
- SIITONEN, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- SIMAL, R. & HERRERO, A., 2003. Picamaderos negro. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/Birdlife. pp 354-355.
- SÖDERSTRÖM, L. & JONSSON, B. G., 1992. Fragmentation of old-growth forests and bryophytes on temporary substrates. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 185-198.
- SPEIGHT, M. C. D., 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment Series n.º 42. Strasbourg.
- TARDIF, J., CAMARERO, J. J., RIBAS, M. & GUTIÉRREZ, E., 2003. Spatiotemporal variability in radial growth of trees in the Central Pyrenees: climatic and site influences. *Ecological Monographs* 73: 241-257.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 2001. Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. En: Zamora, R. & Pugnaire, F. I. (eds.). *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional*. Granada: Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Asociación Española de Ecología Terrestre. pp 293-317.
- THORNTHWAITE, 1948. An Approach toward a rational classification of climate. *Geological Review* 38: 55-94.
- THOR, G. & ARVIDSSON, L., 1999. *Rödlistade lavar I Sverige-Artfakta* [Swedish Red Data Book of Lichens]. Uppsala: Artdatabanken, SLU.
- VALLADARES, L. F., CUESTA, D., PÉREZ, N. & GARRIDO, E., sin fecha. *Insectos presentes en el área del puerto de San Glorio incluidos en la directiva hábitat y otras normativas de conservación*. Universidad de León. Informe Técnico, www.pdsg.es/descargas/informes/EntomofaunaSanGlorio.pdf
- VAN DEN BERGHEN, C., 1968. Les forêts de la Haute Soule (Basses Pyrénées). *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 102: 107-132.
- VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A., 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*, vol. I. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge.
- VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A., 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*, vol. VI. 4 Boscós. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge.
- VILLAR, L. (ed.), ASEGINOLAZA, C., GÓMEZ, D., MONTSERRAT, G., ROMO, A. & URIBE-ECHEBARRIA, P., 1999. *Los hayedos prepirenaicos aragoneses y su conservación*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón n° 13. Zaragoza.
- VILLATE, I. & GONZÁLEZ-ESTEBAN, J., 2002. *Incidencia en la comunidad de vertebrados de los elementos de diversidad forestal relacionados con la gestión del bosque*. Gobierno de Navarra. Informe inédito. 85 p.

ANEXO 1

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA SOBRE ESPECIES

ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la siguiente tabla A 1.1 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva

de Aves (79/409/CEE) que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (AHE; SEO/BirdLife; SECEM), se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9130.

Tabla A1.1

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 9130.

* **Afinidad:** Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
ANFIBIOS Y REPTILES				
<i>Rana temporaria</i>	V	Preferencial	—	
<i>Podarcis muralis</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Lacerta bilineata</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Elaphe longissima</i>	IV	Preferencial	—	Nombre correcto: <i>Zamenis longissimus</i>
<i>Coluber viridiflavus</i>	IV	Preferencial	—	Nombre correcto: <i>Hierophis viridiflavus</i>

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

AVES				
<i>Pernis apivorus</i> ¹	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	
<i>Tetrao urogallus</i> ²	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial	Indeterminado	
<i>Dryocopus martius</i> ³	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	
<i>Dendrocopos leucotos</i> ⁴	Anexo I Directiva de Aves	Probablemente especialista	Probablemente especialista	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

Referencias bibliográficas:

¹ Díaz *et al.*, 1996; Prieta, 2003.

² Díaz *et al.*, 1996; Canut *et al.*, 2003; Obeso, 2004; Robles *et al.*, 2006.

³ Díaz *et al.*, 1996; Simal & Herrero, 2003.

⁴ Díaz *et al.*, 1996; Campión & Senosiain, 2003.

MAMÍFEROS				
<i>Felis silvestris</i>	IV	No preferencial ¹	—	
<i>Ursus arctos</i>	II,IV	No preferencial ¹	—	Especies prioritaria

► Continúa Tabla A1.1

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
MAMÍFEROS				
<i>Canis lupus</i>	II, IV, V	No preferencial ⁱ	—	Anexo II y IV: Respecto a las poblaciones españolas de <i>Canis lupus</i> , solamente las del sur del Duero Anexo V: Poblaciones españolas al norte del Duero
<i>Martes martes</i>	V	Preferencial ⁱ	—	
<i>Barbastella barbastellus</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Eptesicus serotinus</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	

Aportación realizada por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).
ⁱ Datos según informe realizado por la SECEM en el área norte de la Península Ibérica. Este informe comprende exclusivamente las Comunidades Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria, Castilla y León, País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña.

ESPECIES CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICAS

En la siguiente tabla A 1.2 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CIBIO; AHE; SEO/BirdLife), pueden considerarse como características y/o diagnósticas del tipo de hábitat

de interés comunitario 9130. En ella se encuentran caracterizados los diferentes taxones en función de su presencia y abundancia en este tipo de hábitat (en el caso de los invertebrados, se ofrecen datos de afinidad en lugar de abundancia). Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Tabla A1.2

Especies que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CIBIO; AHE y SEO/Birdlife), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 9130.

* **Presencia:** Habitual: taxón característico, en el sentido de que suele encontrarse habitualmente en el tipo de hábitat; Diagnóstico: entendido como diferencial del tipo/subtipo de hábitat frente a otros; Exclusivo: taxón que sólo vive en ese tipo/subtipo de hábitat.
** **Afinidad** (sólo datos relativos a invertebrados): Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de tipo de hábitat considerado.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/ Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
INVERTEBRADOS						
<i>Aegomorphus varius</i> (Fabricius, 1787)	—	Mitad septentrional	—	Preferencial	Larvas se alimentan de <i>Fagus</i> , <i>Quercus</i> , <i>Castanea</i> , <i>Acer</i> , <i>Betula</i> , etc.	
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	—	Norte peninsular	—	Preferencial	Florícola	
<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	—	Norte y centro peninsular	—	Preferencial	Adultos florícolas, larvas saproxílicas	
<i>Leiopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)	—	Norte peninsular	—	Preferencial	Larvas xilófagas en <i>Quercus</i> , <i>Tilia</i> , <i>Fagus</i> , etc.	
<i>Morinus asper</i> (Sulzer, 1756)	—	Norte peninsular	—	Preferencial	Larvas asociadas a <i>Fagus sylvatica</i>	
<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	—	Norte peninsular	—	Preferencial	Especie florícola	

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
INVERTEBRADOS						
<i>Salamandra salamandra</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Bufo bufo</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Rana temporaria</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Lacerta bilineata</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Podarcis muralis</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Anguis fragilis</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Hierophis viridiflavus</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Natrix natrix</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Vipera aspis</i>	—	—	Habitual	Rara	—	

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

AVES						
<i>Tetrao urogallus</i> ¹	No se aplica	—	De habitual a diagnóstica	De rara a escasa	Reproductora primaveral e invernante	La población pirenaica (c.70-65% de los efectivos nacionales) pertenece a la subespecie endémica <i>T. u. aquitanicus</i> , la cual selecciona el tipo de hábitat aquí referido de entre otros disponibles aproximadamente en un 20%.
<i>Pernis apivorus</i> ²	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral	
<i>Scolopax rusticola</i> ³	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dryocopus martius</i> ⁴	No se aplica	—	Habitual	De escasa a moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dendrocopos leucotos</i> ⁵	No se aplica	—	Diagnóstica	Rara	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Poecile palustris</i> ⁶	No se aplica	—	De habitual a diagnóstica	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Sitta europea</i> ⁷	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Certhia familiaris</i> ⁸	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife).

Referencias bibliográficas:¹ Díaz *et al.*, 1996; Canut *et al.*, 2003; Obeso, 2004; Robles *et al.*, 2006.² Díaz *et al.*, 1996; Prieta, 2003.³ Díaz *et al.*, 1996; Juan, 2002; Onrubia, 2003.⁴ Díaz *et al.*, 1996; Simal & Herrero, 2003.⁵ Díaz *et al.*, 1996; Campión & Senosiain, 2003.⁶ Tellería *et al.*, 1999; Carrascal & Lobo, 2003; Purroy, 2003.⁷ Tellería *et al.*, 1999; Ramírez, 2002; Carrascal & Lobo, 2003; Gainzarain, 2003.⁸ Tellería *et al.*, 1999; Carrascal & Lobo, 2003; De Gabriel & Purroy, 2003.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/ Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Fagus sylvatica</i>	1	—	Habitual, diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	1	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Cardamine heptaphylla</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Abies alba</i>	1	—	Habitual, diagnóstica	Escasa	Perenne	
<i>Rosa arvensis</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Symphytum tuberosum</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Adenostyles alliariae</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	1	—	Habitual, diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Prenanthes purpurea</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Valeriana pyrenaica</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).
Subtipo 1: Hayedos altimontanos.
Referencias bibliográficas: Montserrat, 1968; Folch, 1986; Loidi & Báscones, 2006; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b.

<i>Fagus sylvatica</i>	2	—	Habitual, diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	2	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Buxus sempervirens</i>	2	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).
Subtipo 2: Hayedos con boj.
Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez *et al.*, 1991b; Benito, 2006.

<i>Fagus sylvatica</i>	3	—	Habitual, diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	3	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Saxifraga hirsuta</i>	3	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Cardamine heptaphylla</i>	3	—	Habitual	Escasa	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).
Subtipo 3: Hayedos atlánticos.
Referencias bibliográficas: Van den Berghen, 1968; Rivas-Martínez *et al.*, 1991b.

<i>Fagus sylvatica</i>	4	—	Habitual, diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	4	—	Habitual, diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Ulmus glabra</i>	4	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Meconopsis cambrica</i>	4	—	Habitual	Moderada	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).
Subtipo 4: Hayedos de zonas de arroyos.
Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez *et al.*, 1991a.

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

En la siguiente tabla A 1.3 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de la SEBCP pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat de interés comunitario 9130. Se consideran especies típicas a aquellos taxones relevantes para

mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable, ya sea por su dominancia-frecuencia (valor estructural) y/o por la influencia clave de su actividad en el funcionamiento ecológico (valor de función). Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Taxón	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación						Comentarios
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN		CNEA***	
					España	Mundial		
PLANTAS								
<i>Abies alba</i> Mill. ¹	Tipo de Hábitat 9130 (3)	Cordillera Pirenaica	Desconocida	Desconocida	—	—	—	
<i>Cardamine heptaphylla</i> (Vill.) O.E. Schulz ²	Tipo de Hábitat 9130 (3,4)	Cordillera Pirenaica	Desconocida	Desconocida	—	—	—	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas:

¹ Blanco *et al.*, 1997.

² Bolòs & Vigo, 1979; Carreras & Vigo, 1984.

* **Nivel de referencia:** indica si la información se refiere al tipo de hábitat en su conjunto, a alguno de sus subtipos y/o a determinados LIC.

** **Opciones de referencia:** 1: especie en la que se funda la identificación del tipo de hábitat; 2: especie inseparable del tipo de hábitat; 3: especie presente regularmente pero no restringida a ese tipo de hábitat; 4: especie característica de ese tipo de hábitat; 5: especie que constituye parte integral de la estructura del tipo de hábitat; 6: especie clave con influencia significativa en la estructura y función del tipo de hábitat.

*** **CNEA** = *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Tabla A1.3

Identificación y evaluación de los taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP), pueden considerarse como típicos del tipo de hábitat de interés comunitario 9130.

Comentario de la Asociación Herpetológica Española (AHE)

Si se considera la definición de especie típica desde el enfoque simplista como una especie que está restringida en gran medida al tipo de hábitat de que se trate, evidentemente *Salamandra salamandra* queda fuera ya que su distribución nacional y en una gran variedad de tipos de hábitat como pinares, robledales, pinsapares, prados de altura sin cobertura arbórea, tojales, cervunales, cambrionales, etc., la excluye directamente.

Según la propuesta de definición de especie típica como especies inseparables de tipos de hábitat en que están presentes distintas de aquellas que sirven

para definir el tipo de hábitat, también la excluye ya que es una especie que podría incluirse como especie característica y que sirve para definir el tipo de hábitat de mejor forma que como una especie típica.

Si consideramos especie típica, según el enfoque más ponderado, las que en gran medida están restringidas al tipo de hábitat tratado y funcionan como indicadoras del estado de este último, no podemos incluir a *Salamandra salamandra* dentro de este último. *Salamandra salamandra* está dentro del grupo de anfibios que se espera encontrar sin lugar a duda en un hayedo, pero no requiere condiciones que sean especiales para el mantenimiento del tipo de hábitat ni tienen una función significativa en el

mantenimiento de la estructura y función del tipo de hábitat.

No es una especie que cumpla las opciones de referencia: 1, 2, 5 y 6; cumpliendo las condiciones 3 y 4, pero estas dos últimas opciones (ser característica del tipo de hábitat y que este presente de manera regular pero no esté restringida a ese tipo de hábitat) lo cumplen todas las especies del punto 2.5 (Exigencias ecológicas. Especies características y diagnósticas).

RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Aportación de de la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP)

Debe hacerse una labor activa de aumento de las poblaciones de especies con problemas de conservación, como es el caso del tejo.

BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- BOLÒS, O. DE & VIGO, J., 1979. Observacions sobre la flora del Paísos Catalans. *Collect. Bot. (Barcelona)* 11: 25-89.
- CANUT, J., GARCÍA, D., OBESO, J. R. & PARELLADA, X., 2003. Urogallo común, *Tetrao urogallus*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 210-211.
- CARRASCAL, L. M. & LOBO, J., 2003. Apéndice I. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 718-721.
- CARRERAS, J. & VIGO, J., 1984. Sobre la vegetació de l'aliança *Calthion* als Pirineus Catalans, *Collect. Bot. (Barcelona)* 15: 119-131.
- DE GABRIEL, M. & PURROY, J., 2003. Agateador norteño, *Certhia familiaris*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 522-523.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, J. L., 1996. *Aves ibéricas. I. No passeriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.
- LLORENTE, G., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A., 1995. *Atlas dels Amfibis i Reptils de Catalunya i Andorra*. Edicions El Brau. 192 p.
- LÓPEZ GONZÁLEZ, G., 2001. *Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. (Especies silvestres y cultivadas)*. Tomo I-II. Madrid: Mundiprensa.
- ONRUBIA, A., 2003. Chocha perdiz, *Scolopax rusticola*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 258-259.
- PLEGUEZUELOS, J. M., MARQUEZ, R. & LIZANA, M., 2002. *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, AHE.
- PRIETA, J., 2003. Abejero europeo, *Pernis apivorus*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 156-157.
- PURROY, F. J., 2003. Carbonero palustre, *Parus palustris*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 508-509.
- ROBLES, L., BALLESTEROS, F. & CANUT, J., 2006. *El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual (2005)*. Monografías Seguimiento de Aves 10. Madrid: SEO/BirdLife.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. & MONTORI, A. (Asociación Herpetológica Española), 1998. *Inventario de las Áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica. 237 p.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M., 1999. *Aves ibéricas. II. Paseriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.

ANEXO 2

INFORMACIÓN EDAFOLÓGICA COMPLEMENTARIA

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Consideraciones previas

Los bosques con dominio (o presencia) del haya (*Fagus sylvatica* L.; ver foto A2.1; foto A2.2) se encuentran muy dispersos por toda Europa, en una distribución muy amplia (EEA, 2007). Esto ha conllevado que su clasificación no haya sido un asunto sencillo durante mucho tiempo, dado que se pueden aplicar numerosos criterios. Esta especie posee unos requerimientos que la diferencian de la mayoría de árboles de Europa. Los hayedos se consideran como los bosques más característicos de las montañas en la zona septentrional de la Península Ibérica y; dada su estructura y funcionamiento, constituyen uno de los tipos más genuinos de bosques caducifolios en Europa (Costa *et al.*, 1998).

El estrato arbóreo de los hayedos es muy denso, casi monoespecífico, lo que provoca una gran sombra, con lo que la existencia de un sotobosque está muy condicionada. Cabe decir que se considera que la Península Ibérica es el límite suroccidental de esta especie, por lo que los hayedos se localizan en las condiciones de clima óptimas para contrarrestar dicha situación tan al sur. Para ello, suben en altitud (zonas montanas, altimontanas) y/o prefieren lugares de menor exposición al sol, tales como las vertientes orientadas al norte. (Comps *et al.*, 1986).

El haya se acomoda a todo tipo de sustratos litológicos, presentando una gran capacidad adaptativa, a lo que se suma la amplitud de las condiciones climáticas en las que puede desarrollarse, lo que contribuye a la amplia distribución de esta especie (EEA, 2007). Esta especie representa un ejemplo de capacidad para adaptarse al medio a través de la modificación de las condiciones preexistentes y de la creación de sus propias condiciones ecológicas; de este modo, ejerce una gran competencia con el resto de las especies que van desapareciendo paulatinamente, si bien en ciertas condiciones, el haya

aparece como integrante de bosques mixtos, sobre todo en el ambiente de cañones o fondos de valle húmedos. El óptimo para su crecimiento se encuentra en la zona submontana, aunque en zonas tales como áreas colinas o en numerosas localizaciones de zonas más bajas es posible encontrar bosques de esta especie, si bien el haya suele desempeñar un papel secundario en estas situaciones (Ellenberg, 1998).

Los hayedos son bosques que se han extendido hace poco tiempo, en términos geológicos, en Europa y la Península Ibérica; puede tratarse de la formación boscosa más recientemente instalada (unos pocos miles de años) (Jahn, 1991; Costa *et al.*, 1998). Pueden alcanzar una gran altitud (30-35 m), especialmente en fondos de valle o escarpes calizos donde las condiciones son óptimas para el desarrollo de suelos de gran profundidad y acumulación notable de nutrientes. Su porte es variado (subarbustivo, con tronco mal definido, esbelto con copa estrecha, en masas densas, etc.), de tronco generalmente derecho si bien puede acodarse al enraizar en ladera; su sistema radical es muy desarrollado, pero en general alcanza una escasa profundidad (Costa *et al.*, 1998).

Una característica común a casi todos los hayedos europeos es el predominio, generalmente exclusivo, del haya en el estrato arbóreo, proyectando una sombra muy densa que no deja pasar más del 5% de la radiación, por lo que el sotobosque suele ser escaso, en ocasiones nulo, y formado por especies con gran tolerancia a la sombra (Costa *et al.*, 1998). La estructura del hayedo (clases de edades, densidad de pies, cabida cubierta) está muy influida por la gestión forestal, habitual en estos bosques por su interés maderero, produciendo la disminución de cabida cubierta favorece la entrada de especies heliófilas de los matorrales de sustitución (ver foto A2.3). El haya destaca por su gran capacidad competitiva cuando las condiciones ecológicas son apropiadas, desplazando a otras especies de árboles; puede ser por su amplitud climática y edáfica, su tolerancia a la sombra, la sombra densa que proyec-

ta, su longevidad o por su dilatada capacidad de crecimiento (Jahn, 1991).

2. CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

2.1. Suelos

Entre los tipos de sustratos litológicos en los que suelen aparecer estos hayedos pueden incluirse: calizas, conglomerados con cemento calizo, margas y areniscas, así como conglomerados con matriz silíce, pobres en bases (Villar *et al.*, 1990). Si bien amplias superficies de esta zona del norte de España presentan predominio de materiales carbonatados, las altas precipitaciones en el piso montano puede acidificar (al menos superficialmente) los suelos, lo que implica una distribución en mosaico de los hayedos oligotrofos y de los ombrófilos y basófilos (Meaza & Ruiz, 1997). Al abundar la litología caliza, es factible que se presenten carbonatos inactivos en forma de gravilla; sin embargo, dada la elevada precipitación en estos hayedos, es rara la presencia de carbonato activo, al menos en la parte superior

del suelo, a no ser que la roca se encuentre muy superficial (Jahn, 1991).

Muchos suelos son de origen coluvial, formados sobre zonas de aporte de elementos gruesos o caída de piedras. Las pendientes son variables (10-45°). La pendiente del terreno tiene gran importancia a la hora de definir las diferencias entre los suelos: puede haber presencia de suelos con menor desarrollo, con textura más arenosas, o más pedregosos (Rodwell *et al.*, 1991). Estas comunidades se asientan característicamente sobre suelos ricos en bases, y con drenaje libre, pero pueden encontrarse localmente suelos que ya presentan una clara tendencia ácida, pero no toleran bien el encharcamiento (Rodwell *et al.*, 1991).

El hayedo basófilo se asienta preferentemente sobre Phaeozem, Cambisoles (éutricos) y Leptosoles (rendsicos) (ver foto A2.4; figura A2.1) (IUSS Working Group WRB, 2006); también se han descrito Luvisoles (muy localizados) en relación con estas comunidades (Rivas Martínez *et al.*, 1991a); los perfiles característicos de estos suelos son A-B-C y A-C, respectivamente. Los Phaeozem se caracteri-

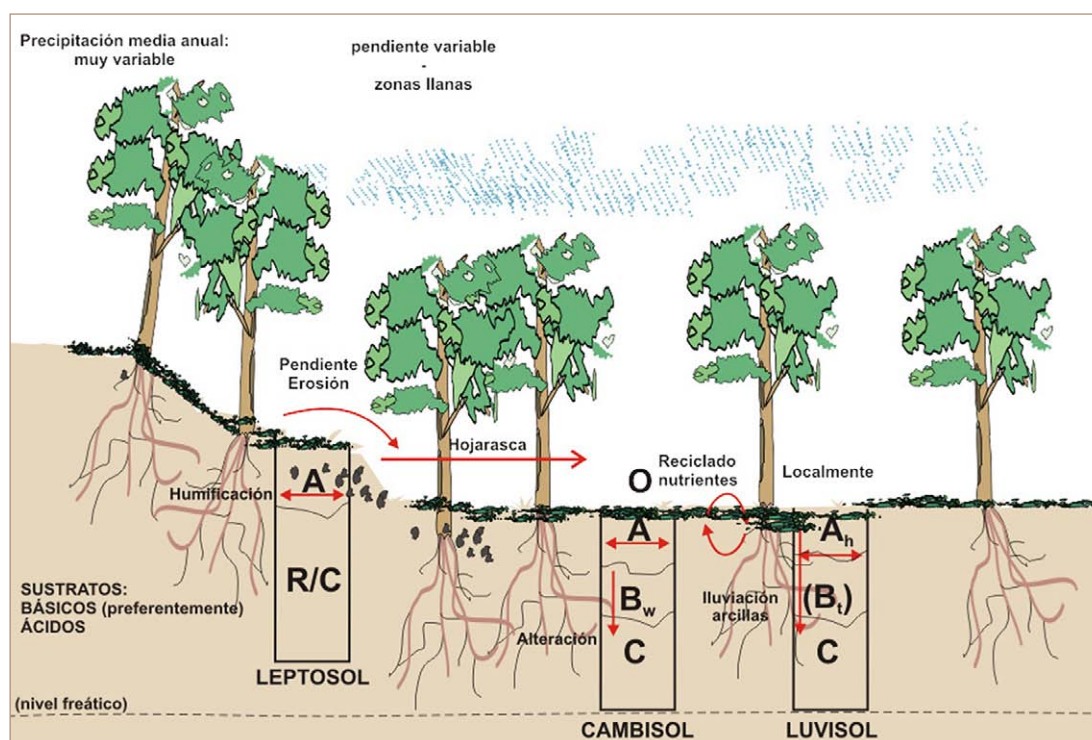


Figura A2.1

Algunos suelos relacionados con las comunidades características del tipo de hábitat 9130.

zan por presentar un horizonte A mollico y un grado de saturación variable, pudiendo descalcificarse formando Umbrisoles con o sin horizonte cámbico. Cuando el horizonte superficial no cumple las condiciones de móllico o úmbrico por su espesor o baja coloración aparecen los Cambisoles, generalmente localizados en zonas de pendiente moderada. Estos suelos presentan una importante riqueza de nutrientes y, en ocasiones, una reacción ligeramente ácida. En cuanto a los Leptosoles, se localizan en las zonas en las que aumenta la pendiente y presentan mayor contenido en carbonatos. Si la hojarasca se acumula, se favorece la formación de suelos más profundos, en localizaciones más estables (fondos de dolina, rellanos, grietas) que favorecen el desarrollo del horizonte B hacia un B cámbico (B_w) (Meaza & Ruiz, 1997).

Los casos más característicos se darían en suelos de pH alto ($> 6,5$), poco profundos (en muchas ocasiones la roca es muy superficial), con un drenaje facilitado por una textura relativamente gruesa y por la presencia de carbonato cálcico libre; lo que implica una buena saturación del complejo de cambio (70-100%) (Jahn, 1991; Rodwell *et al.*, 1991). Esto sucede en zonas de pendiente poco acusada, si bien es factible que se presenten también en zonas de gran pendiente, distribuyéndose de un modo más irregular.

El horizonte A posee buena estructura y una elevada porosidad, albergando la mayor parte de las raíces de los árboles; el drenaje es bueno y la fauna del suelo es abundante; no obstante por lo general no es muy profundo (hasta 30 cm). Suele desarrollarse sobre un horizonte C (o transición A/C) e incluso sobre la roca (calcárea) la textura es limosa o arcillo limosa, y estructura ligeramente compacta. La relación C/N es variable; los horizontes A pueden estar descarbonatados (Villar *et al.*, 1990; Rodwell *et al.*, 1991). La hojarasca es degradada con relativa facilidad y se produce un humus tipo mull, que puede agregarse fácilmente con las arcillas del suelo.

No obstante, la naturaleza del material de partida puede no ejercer gran influencia en las características de algunos Cambisoles y Umbrisoles en los que el pH del horizonte A es bajo (aprox. 4-5). En este caso, la hojarasca se acumula en superficie (horizonte O) y, aunque la actividad de la fauna del suelo es muy importante, la evolución de la

materia orgánica es diferente, acumulándose un humus ácido de tipo mor (Bensettiti *et al.*, 2001). La relación C/N, baja y próxima a 10 en la mayor parte de las situaciones, puede aumentar cuando el suelo empieza a verse afectado por cierta acidez (Montserrat, 1968). En estas situaciones la saturación en bases del complejo de cambio del suelo ya no es completa (variable entre 25 y 75%) y no suele detectarse la presencia de carbonatos libres, si bien el contenido en nutrientes es equilibrado. La productividad puede ser elevada dado que fertilidad y aireación pueden ser óptimas (Ellenberg, 1988; Jahn, 1991). En ciertas situaciones de acidez acentuada, pueden observarse los indicios de movilización de humus y sesquióxidos en la base del horizonte A (micropodzolización) (Rodwell *et al.*, 1991). El lavado puede a la eluviación del carbonato cálcico libre y asimismo a la movilización de las arcillas, acumuladas en profundidad (en ocasiones formando un verdadero horizonte B argílico, B_e). Esto, generalmente no implica que lleguen a presentarse problemas en el drenaje de los perfiles.

3. RIESGOS DE DEGRADACIÓN

La eutrofización de los suelos relacionada con la contaminación atmosférica es uno de los problemas más importantes de los hayedos acidófilos europeos; en estudios realizados sobre los hayedos peninsulares se indica que la concentración de nitrógeno en suelo sigue siendo un factor limitante en los hayedos del norte peninsular, lo que sitúa a estas zonas en condiciones mejores que en el centro de Europa (Amores *et al.*, 2006).

En lo que respecta al manejo de estas comunidades, hay que considerar que en zonas donde los suelos presenten problemas de acumulación excesiva de agua y mal drenaje, se deben evitar las talas excesivas, especialmente si pueden ser causa de variación en el nivel freático (Bensettiti *et al.*, 2001). Por otro lado, las prácticas de manejo del pasado han podido afectar al estado nutricional de estas comunidades; en suelos pobres en nutrientes, la explotación humana es especialmente peligrosa para estas comunidades, dado que se acelera el paso de una zona forestal a un ecosistema no forestal (Jahn, 1991). Una producción baja de hojarasca y un aumento de la mineralización a consecuencia de la recolección de

dicha hojarasca han podido afectar a las características de los suelos de hayedo, en su composición y espesor, lo cual se puede traducir en cambios en el ambiente radicular y el ciclo de los nutrientes (y afectar, por ejemplo, a los contenidos de Mg de las hojas en los suelos más ácidos) (Merino *et al.*, 2008).

4. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

4.1. Factores, variables y/o índices

La conservación de los hayedos es relativamente fácil en áreas con escasa presencia antrópica en las que se mantienen condiciones de uso tradicional de baja a muy baja intensidad y no hay aporte de contaminantes acidificantes. En general, las condiciones del suelo no son importantes ni limitantes para el desarrollo del hábitat, pudiendo variar entre amplios límites en prácticamente todos los parámetros químicos dependiendo de la naturaleza silícica, básica o calcárea del sustrato original. Esto obliga a realizar evaluaciones de seguimiento diferenciadas, al menos por litología y tipo de comunidad vegetal.

Los parámetros relevantes son:

- pH en agua y KCl (0,1M). Como medida de la reacción del suelo y como indicador general de las condiciones del suelo que puede variar desde ácido (pH en torno a 5,0) a próximos a la neutralidad en materiales calcáreos, si bien suelen predominar los suelos de pH débilmente ácido.
- C orgánico y relación C/N. Como medida de la evolución de materia orgánica del suelo. También en este caso van a existir amplias variaciones del contenido y tipo de humus así como en la velocidad de mineralización de los restos orgánicos. El tipo de humus puede variar de mor a

mull, dentro de horizontes úmbricos a mólicos en las zonas húmedas.

- P total y asimilable (P-Olsen). Como medida de la reserva y biodisponibilidad de fósforo. No suelen presentar riesgos de modificaciones importantes por este parámetro incluso con grandes variaciones de la concentración de P total debido a su fácil micorrización.
- K total y cambiante. Como medida de la reserva y biodisponibilidad de potasio.
- Grado de saturación del complejo de cambio. Variable desde suelos fuertemente desaturados ($V < 10\%$) a suelos en los que todavía predominan los cationes básicos.
- Profundidad de enraizamiento efectivo.
- Condiciones de drenaje.

4.2. Protocolo para determinar el estado de conservación y nutricional del suelo

En cada estación/zona de estudio, se debería determinar el estado ecológico del hábitat, analizando para ello los factores biológicos y físico-químicos recogidos en la presente ficha. A esta información se le debería añadir la derivada de las condiciones y propiedades del suelo, lo cual podría permitir establecer una relación causa-efecto entre las variables del suelo y el grado de conservación del hábitat. El protocolo a seguir es:

En cada estación o zona, se deberían establecer como mínimo tres parcelas de unos 5×15 m y en cada una de ellas establecer tres puntos de toma de muestra de suelo. El seguimiento debería hacerse anualmente. Las muestras de suelo se deberían tomar por horizontes edáficos, midiendo la profundidad de cada uno de ellos.

Como estaciones de referencia en tanto no se hayan estudiado en otras las relaciones suelo-planta se propone el entorno de las zonas de montaña pirenaicas.

5. FOTOGRAFÍAS

A)

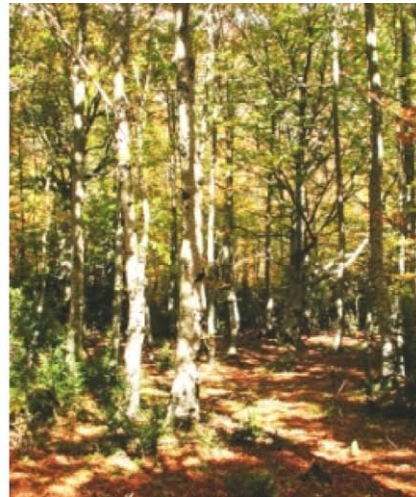


B)



Fotografía A2.1

El haya en las comunidades pertenecientes al tipo de hábitat 9130: A) valle del Roncal, Navarra; B) hayas envejecidas (hayedo del País Vasco) (Meaza & Ruiz, 1997; Costa *et al.*, 1998).



Fotografía A2.2

Paisajes de hayedos éutrofos pertenecientes al hábitat 9130 (Navarra)
www.cfnavarra.es/agricultura/informacion_agraria/MapaCultivos/htm/dir_habitats.htm

A)



B)



Fotografía A2.3

Interior de hayedo éutrofo: A) aspecto otoñal; B) sotobosque de hayedo (Hayedos del País Vasco)
(Meaza & Ruiz, 1997).

A)

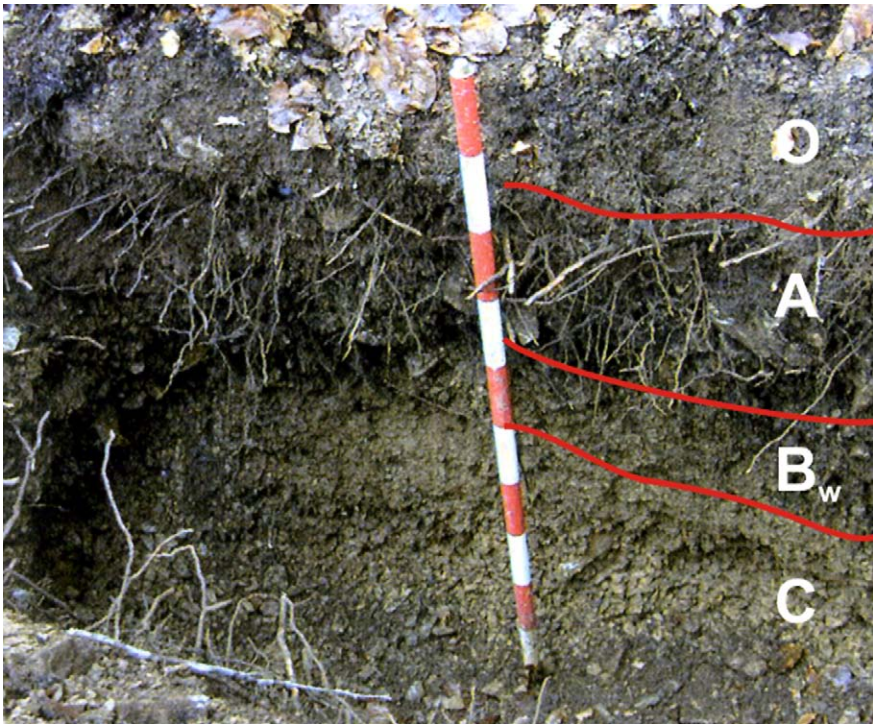


B)



Fotografía A2.4

Paisajes relacionados con el hayedo éutrofo: A) relieves calizos en la sierra de Urbasa; B) hayedo calcícola, Mugarrikolanda-Duranguesado)
(Meaza & Ruiz, 1997).



Fotografía A2.5

Perfil de Umbrisol con horizonte B cámbico que puede encontrarse en el tipo de hábitat 9130 (Gandullo *et al.*, 2004).

6. DESCRIPCIÓN DE PERFILES REPRESENTATIVOS

Información general acerca del sitio

- **Localización:** Canteras de Almandoz. 43° 05' 40" - 1° 36' 00".
- **Posición fisiográfica:** ladera en zona fuertemente colinada.

- **Altura:** 400 m.
- **Pendiente:** 10% (clase 3).
- **Vegetación:** hayedo.
- **Clasificación:**
 - **WRB (2006):** Luvisol.
 - **Soil Taxonomy (1999):** Hapludalf últico.
- **Autores:** J. Iñiguez; R. Zapata; R. M. Val; J. Peralta.

DESCRIPCIÓN DEL PERFIL		
Horizonte	prof. (cm)	Descripción
A1	0-5 cm	Horizonte mineral rico en materia orgánica. Pardo 7,5 YR 4/4 (h) y pardo amarillento 10 YR 5/6 (s). Arcillo-limoso. Estructura granular, fina. Ligeramente plástico en mojado. Algunos fragmentos de caliza. Muy abundantes raíces finas. Límite neto
B215	5-20	Pardo oscuro 7,5 YR 5/6 (h) y pardo oscuro 7,5 YR 5/8 (s). Muchas manchas negras de pirolusita revistiendo poros y agregados. Arcilloso. Estructura poliédrica subangular. Plástico y no adherente en mojado; Cutanes en las caras de los agregados. Fragmentos de caliza; Abundantes bioporos de lombrices. Límite neto e irregular

► Continuación

Horizonte	prof. (cm)	Descripción
B22t	20-110	Pardo oscuro 7,5YR 5/6 (h) y pardo oscuro 7,5 YR 5/8 (s). Manchas negras de pirolusita en poros y caras de agregados; Estructura poliédrica subangular y angular, gruesa, fuerte; plástico en mojado; cutanes de presión y muy probablemente de iluviación. Límite brusco y ondulado
R	> 110	Caliza dura, milonitizada

Horizontes	pH (H ₂ O)	MO (%)	C/N	Saturación en bases (%)	Capacidad de intercambio catiónico cmol kg ⁻¹	Textura	% Arcilla
A	7,0	9,4	14	62,2	23,94	Franco-arcilloso	26,1
B21t	7,3	0,9	4,6	65,9	27,51	Arcilloso	55,2
B22t	7,2	0,5	—	57,1	27,39	Arcilloso	59,4

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORES, G., BERMEJO, R., ELUSTONDO, D., LASHERAS, E. & SANTAMARIA, J. M., 2006. Nutritional status of northern Spain beech forests. *Water, Air and Soil Pollution* 177: 227-238.

BENSETTITI, F., RAMEAU, J.-C., CHEVALLIER, H., BARTOLI, M. & GOURC, J., 2001. *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces, d'intérêt communautaire*. Tome 1. Habitats forestiers. Volume 1. Paris: La documentation française.

COMPS, B., LETOUZEV, J. & TIMBALL, J., 1986. Etude de synsystème des hêtraies pyrénéennes et des régions limitrophes (Espagne et Piémont aquitain). *Phytocoenologia* 14: 145-236.

COSTA TENORIO, M., MORLA JUARISTI, C. & SAINZ OLLERO, H., 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.

EEA, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2007. *European forest types*. Segunda Edición. EEA Technical Report n.º 9. Copenhagen: European Environment Agency.

ELLENBER, H., 1998. *Vegetation ecology of Central Europe*. 4.ª edición. Cambridge University Press.

GANDULLO, J. M., BLANCO, A., SÁNCHEZ, O., RUBIO, A., ELENA, R. & GÓMEZ, V., 2004. *Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles*. Madrid: Ministerio de Educación y Ciencia. INIA.

ÍÑIGUEZ, J., ZAPATA, R., VAL, R. M. & PERALTA, J., 1990. *Mapa de Suelos de Navarra 1: 50.000*. Hoja n.º 90. Sumbilla. Departamento de Edafología. Universidad de Navarra.

IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. 2.ª edición. World Soil Resources Reports nº 103. Roma: FAO.

JAHN, G., 1991. Temperate deciduous forests of Europe. En: Röhrig, E., Ulrich, B. (eds.). *Ecosystems of the World*. 7. Temperate Deciduous Forests. Amsterdam: Elsevier. pp 377-502.

MEAZA RODRÍGUEZ, G. & RUIZ URRESTARAZU, E., 1997. *Geografía de Euskal Herria*. Tomo 3. Suelos, vegetación y fauna. El entorno natural biótico. Lasarte-Oria: Ostoa.

MERINO, A., REAL, C. & RODRÍGUEZ-GUTIÁN, M., 2008. Nutrient status of managed and natural forest fragments of *Fagus sylvatica* in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 255: 3691-3699.

MONTSERRAT RECODER, P., 1968. Los hayedos navarros. *Collectanea Botanica* 7: 845-893.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., BÁSCONES, J. C., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J., 1991a. Vegetación del pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobotanica* 5: 5-456.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., BÁSCONES, J. C., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J., 1991b. Sintaxonomía de los hayedos del suroccidente de Europa. *Itinera Geobotanica* 5: 457-480.

- RODWELL, J. S., PIGGOT, C. D., RATCLIFFE, D. A., MALLOCH, A. J. C., BIRKS, H. J. B., PROCTOR, M. C. F., SHIMWELL, D. W., HUNTLEY, J. P., RADFORD, E., WIGGINTON, M. J. & WILKINS, P., 1991. *British Plant Communities*. Volume 1. Woodland and scrub. Cambridge University Press.
- VILLAR, L., ASEGUINOLAZA, C., GÓMEZ, D., MONTSERRAT, G., ROMO, A. & URIBE, P., 1990. Los hayedos prepirenaicos aragoneses: fitosociología, fitotopografía y conservación. *Acta Botánica Malacitana* 15: 283-295.
- www.cfnavarra.es
- www.eea.europa.eu

