



**9160**

**BOSQUES PIRENAICO-CANTÁBRICOS  
DE ROBLE Y FRESNO**

**AUTOR**  
Vicente Rozas

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



**Autor:** Vicente Rozas<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Centro de Investigación e información Ambiental. Xunta de Galicia.

**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.<sup>a</sup> 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 y Enrique Ayllón López.

**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), M.<sup>a</sup> Inmaculada Romero Buján (coordinadora regional) y M.<sup>a</sup> Inmaculada Romero Buján (colaboradora-autora).

**Colaboración específica relacionada con suelos:**

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). Felipe Macías Vázquez, María Ángeles Rozas, Octavio Artieda Cabello y Roberto Calvelo Pereira.

**Fotografía de portada:** Vicente Rozas.

**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:**

ROZAS, V., 2009. 9160 Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno. 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. 66 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

<b>1. PRESENTACIÓN GENERAL</b>	7
1.1. Código y nombre	7
1.2. Definición	7
1.3. Descripción	8
1.4. Problemas de interpretación	8
1.5. Esquema sintaxonómico	9
1.6. Distribución geográfica	10
<b>2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA</b>	13
2.1. Regiones naturales	13
2.2. Factores biofísicos de control	13
2.3. Subtipos	14
2.4. Especies de los anexos II, IV y V	14
2.5. Exigencias ecológicas	16
<b>3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN</b>	19
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	19
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas	21
3.3. Evaluación de la estructura y función	21
3.3.1. Factores, variables y/o índices	21
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	33
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	35
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	37
3.5. Evaluación del conjunto del estado de conservación	38
<b>4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN</b>	39
<b>5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA</b>	41
5.1. Bienes y servicios	41
5.2. Líneas prioritarias de investigación	41
<b>6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA</b>	43
<b>7. FOTOGRAFÍAS</b>	45
<b>Anexo 1:</b> Información complementaria sobre especies	53
<b>Anexo 2:</b> Información edafológica complementaria	59





# 1. PRESENTACIÓN GENERAL

## 1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

### 9160 Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno

Vista la información disponible en trabajos descriptivos sobre la composición florística y sintaxonomía de los bosques mixtos ibéricos con robles de la alianza *Carpinion* y las correspondencias existentes entre clasificaciones previas de los tipos de hábitat europeos (Corine y Eunis, 2004), el tipo de hábitat de interés comunitario “9160 Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*” probablemente no existe en la Península Ibérica (ver el apartado de Problemas de interpretación).

En lugar de este tipo de hábitat, en los suelos frescos de fondos de valle de los pisos bioclimáticos colino y montano de la cornisa pirenaico-cantábrica existen diversos tipos de bosques mixtos con robles (*Q. robur*, *Q. petraea*), en los que el fresno (*Fraxinus excelsior*) es una especie habitual, también pertenecientes a la alianza *Carpinion* (ver el apartado 1.5. Esquema sintaxonómico). Estos bosques están perfectamente caracterizados en las clasificaciones (Corine y Eunis, 2004) y diferenciados del tipo de hábitat de interés comunitario “9160 Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*”. Sin embargo, los robledales mixtos pirenaico-cantábricos no se encuentran incluidos en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE, por lo que no son tipos de hábitat de interés comunitario.

Se propone, por lo tanto que, en caso de considerarse necesario, en futuras ampliaciones de la relación de Tipos de Hábitat de Interés Comunitario, se contemple la inclusión de un nuevo tipo de hábitat constituido por los robledales mixtos pirenaico-cantábricos, que son el objeto de análisis de este documento. Puesto que en las clasificaciones CORINE y EUNIS2004 esta unidad se encuentra satisfactoriamente definida y caracterizada, se propone denominar a este tipo de hábitat como “Pyre-

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

9160 Robledales pedunculados o albares subatlánticos y medioeuropeos del *Carpinion betuli*

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

Bosques de *Quercus robur* (o *Quercus robur* y *Quercus petraea*) sobre suelos hidromorfos o con elevado nivel freático (fondos de valle, depresiones o junto a bosques riparios). El sustrato corresponde a limos y coluviones arcillosos de laderas, así como bandas limosas o rocas silíceas con un alto grado de saturación. Bosques de *Quercus robur* o bosques mixtos naturales compuestos por *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus* y *Tilia cordata*. *Endymion non-scriptus* es raro o ausente.

#### Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Habitat Classification 200410

G1.A19 Pyreneo-Cantabrian Quercus- Fraxinus forests

G1.A23 Pyreneo-Cantabrian Fraxinus forests

CORINE

41.2941.33 Pyreneo-Cantabrian oak-ash forests  
Pyreneo-Cantabrian ash forests

neo-Cantabrian oak-ash forests” o “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno”.

## 1.2. DEFINICIÓN

Definición del tipo de hábitat propuesto “Pyreneo-Cantabrian oak-ash forests” (basado en la tipología europea de biotopos CORINE):

Bosques mesófilos o meso-higrófilos de los pisos colino y montano dominados por *Fraxinus excelsior* y *Quercus robur* o, en ciertas partes de los Pirineos y el interior de las montañas cantábricas, por *Q. petraea*. Otras especies frecuentes son *Corylus avellana*, *Tilia cordata*, *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *Prunus avium* y *Ulmus glabra*. La trepadora *Hedera helix* es muy abundante y son frecuentes los helechos como *Polystichum setiferum*, *Dryopteris affinis*, *D. dilatata* y *Phyllitis scolopendrium*. Existe una abundante flora de herbáceas, propias de suelos ricos, como *Arum italicum*, *Veronica montana*, *Hy-*



*pericum androsaemum*, *Primula vulgaris*, *Pulmonaria longifolia*, *Helleborus viridis* subsp. *occidentalis*, *Isopyrum thalictroides*, *Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Bromus racemosus* y *Melica uniflora*. La especie *Crataegus laevigata* es típica del piso montano de los Pirineos. Se incluyen también facies dominadas por *Fraxinus excelsior*, que constituyen formaciones pioneras secundarias o post-culturales sobre terrenos agrícolas o pastos abandonados.

### 1.3. DESCRIPCIÓN

Descripción EUNIS del tipo de hábitat Pyreneo-Cantabrian *Quercus-Fraxinus* forests (Fuente: Devillers P., Devillers-Terschuren J. & Vander Linden C., 2001. Palaeartic Habitats. PHYSIS Data Base. 1996, last updated 1999.):

Bosques dominados por *Quercus robur*, o, en partes de los Pirineos y en el interior Oro-Cantábrico, *Quercus petraea*, con *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*, *Corylus avellana*, *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Prunus avium*, *Ulmus glabra*, muchos arbustos y lianas, abundante *Hedera helix*, muchos helechos como *Polystichum setiferum*, *Dryopteris affinis*, *Dryopteris dilatata*, *Phyllitis scolopendrium*, y con *Arum italicum*, *Veronica montana*, *Hypericum androsaemum*, *Primula vulgaris*, *Pulmonaria longifolia*, *Helleborus viridis* ssp. *occidentalis*, *Isopyrum thalictroides*, *Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Bromus racemosus*, *Melica uniflora*, del piso colino, submontano y, en una forma empobrecida con *Crataegus laevigata*, montano de la Cordillera Cantábrica, en Navarra, Guipúzcoa, Vizcaya, Cantabria, Asturias y Castilla-León, así como del piso submontano de la vertiente norte, y localmente en Navarra y Cataluña, en la vertiente sur de los Pirineos.

La escasa extensión general de las manifestaciones de esta interesante formación impide hablar de una fauna específica, pudiendo encontrar refugio en ellos las especies forestales de bosques caducifolios o incluso de otros tipos de hábitat vecinos.

### 1.4. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

Los bosques mixtos sobre suelos frescos de fondo de valle con *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* y/o *Q. petraea* que aparecen en los pisos colino y montano de

la franja norte de la Península Ibérica, corresponden, al menos, a cinco asociaciones fitosociológicas incluidas en la alianza *Carpinion* (Rivas-Martínez & Loidi, 1987-88; Fernández Prieto & Vázquez, 1987):

- *Mercurialidi perennis-Fraxinetum excelsioris*: bosques mixtos con *Q. petraea* de distribución oro-cantábrica.
- *Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*: bosques mixtos con *Q. robur* de distribución galaico-asturiana y cántabro-euskalduna.
- *Crataego laevigatae-Quercetum roboris*: ídem de distribución euskalduna oriental.
- *Brachypodio sylvatici-Fraxinetum excelsioris*: ídem de distribución pirenaica.
- *Isopyro thalictroidi-Quercetum roboris*: ídem de distribución aquitano-landesa, pirenaica septentrional y oriental.

Las escasas poblaciones de carpe (*Carpinus betulus*) existentes en Navarra y Guipúzcoa se encuentran en bosques mixtos con *Q. robur* de la asociación *Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris* (Aizpuru & Catalán, 1984; Rivas-Martínez *et al.*, 1984; Rivas-Martínez & Loidi, 1987-88).

Según la clasificación de hábitat CORINE, se diferencian claramente estos bosques mixtos pirenaico-cantábricos con roble y fresno (unidades “41.29 Pyreneo-Cantabrian oak-ash forests” y “41.33 Pyreneo-Cantabrian ash forests”) que no se encuentran incluidos en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE, de los robledales mixtos sub-atlánticos y centroeuropes del *Carpinion* (unidad “41.24 Sub-Atlantic stitchwort (*Stellaria*) oak-hornbeam forests”), que sí se encuentran dentro de este anexo.

Según la clasificación EUNIS2004, el tipo de hábitat “9160 Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*” del anexo I de la Directiva 92/43/CEE, se corresponde exactamente con el “G1.A14 Sub-Atlantic *Quercus-Carpinus betulus* forests with *Stellaria*”. Sin embargo, los bosques mixtos con roble y fresno pirenaico-cantábricos existentes en España se encuentran tipificados, según la clasificación EUNIS2004, como los tipos de hábitat “G1.A19 Pyreneo-Cantabrian *Quercus-Fraxinus* forests” y “G1.A23 Pyreneo-Cantabrian *Fraxinus* forests”, los cuales no están incluidos en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE (para ver la correspondencia entre las diversas clasificaciones de estos tipos de hábitat en el ámbito europeo visitar la dirección [www.nbn.org.uk/habitats/](http://www.nbn.org.uk/habitats/)).



La correspondencia proporcionada por la AEET con la unidad EUNIS2004 “G1.A Meso- and eutrophic *Quercus*, *Carpinus*, *Fraxinus*, *Acer*, *Tilia*, *Ulmus* and related woodland” es discutible, ya que esta unidad es de un ámbito jerárquico superior. En realidad los tipos de hábitat G1.A14, G1.A19 y G1.A23, entre al menos otros 35 tipos de hábitat forestales europeos, están incluidos dentro de la unidad “G1.A”, que abarca todos los bosques mixtos sobre suelos ricos de la alianza *Carpinion*.

Las descripciones del tipo de hábitat y las áreas de distribución aportadas tanto en Bartolomé *et al.*, (2005), como por la AEET, sugieren que todos los tipos de bosque mixto con roble de la alianza *Carpinion* presentes en la Península Ibérica han sido interpretados como los robledales con carpe de las Islas Británicas y Centroeuropa, que es en realidad el tipo de hábitat de interés comunitario incluido en la Directiva de Hábitats. Esta interpretación ha sido realizada también en Portugal, incluso con un criterio aún más laxo, donde se han asimilado directamente los bosques mesofíticos de *Quercus robur* y los avellanares secundarios del sector Galaico-Portugués, notablemente empobrecidos florísticamente, con el tipo de hábitat 9160 de la Directiva de Hábitats (ver el documento: [www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao\\_valores\\_naturais/habitats/9160.pdf](http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/habitats/9160.pdf)).

Si se aceptan estas correspondencias, se tendrían que aceptar que todos los bosques europeos de la alianza *Carpinion*, que contabilizan un total de 38 tipos de hábitat tipificados según EUNIS2004, de-

berían ser incluidos como tipo de hábitat 9160 dentro de la Directiva de Hábitats.

Sin embargo, según la interpretación de la información disponible, el tipo de hábitat “9160 Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*” no existe en la Península Ibérica. Esta interpretación es coincidente con la previamente adoptada por otros autores (Fernández Prieto & Díaz González, 2003), que no han considerado el tipo de hábitat 9160 dentro de los tipos forestales atlánticos ibéricos incluidos en la Directiva de Hábitats.

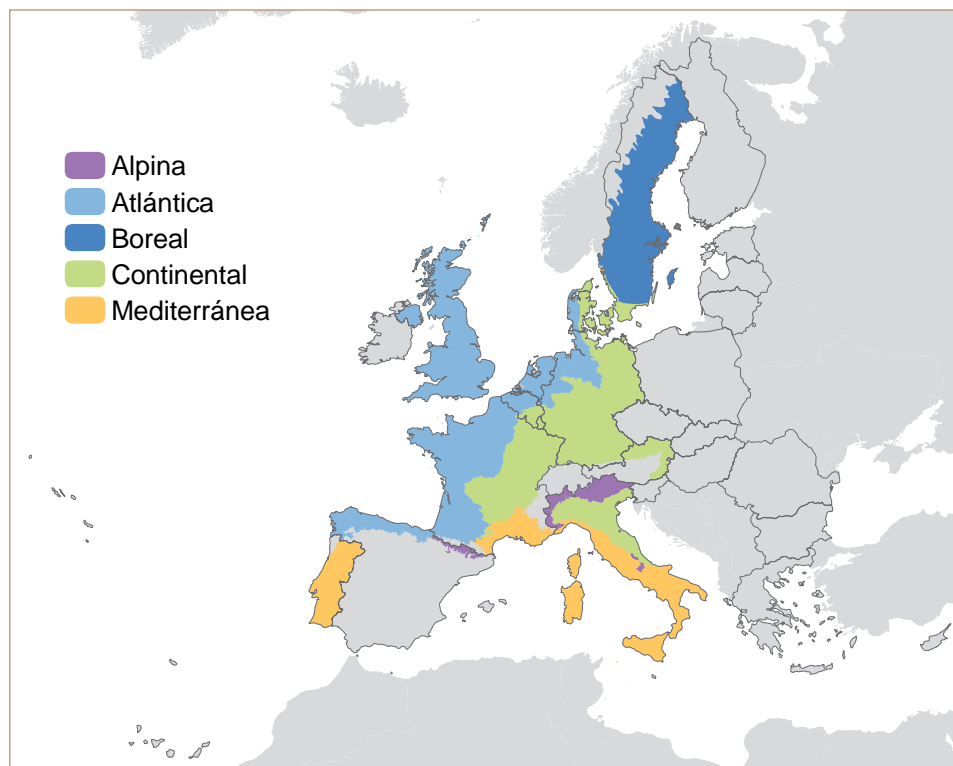
Es necesario disipar la confusión existente y las discrepancias arriba expuestas en la interpretación de este tipo de hábitat, definiendo claramente qué se entiende por el hábitat 9160, tanto en el ámbito de la Comunidad Europea, como desde el Ministerio de Medio Ambiente. Sería necesario modificar la denominación y descripción del mismo en la Directiva de Hábitats en el caso que la intención dominante sea incluir a todos los bosques europeos de la alianza *Carpinion* como tipo de hábitat 9160.

## 1.5. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

En este esquema sintaxonómico se incluyen los bosques mixtos ibéricos con robles de la alianza *Carpinion*, que comprenderían el tipo de hábitat propuesto “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” (basado en Rivas-Martínez & Loidi, 1987-88; Fernández Prieto & Vázquez, 1987):

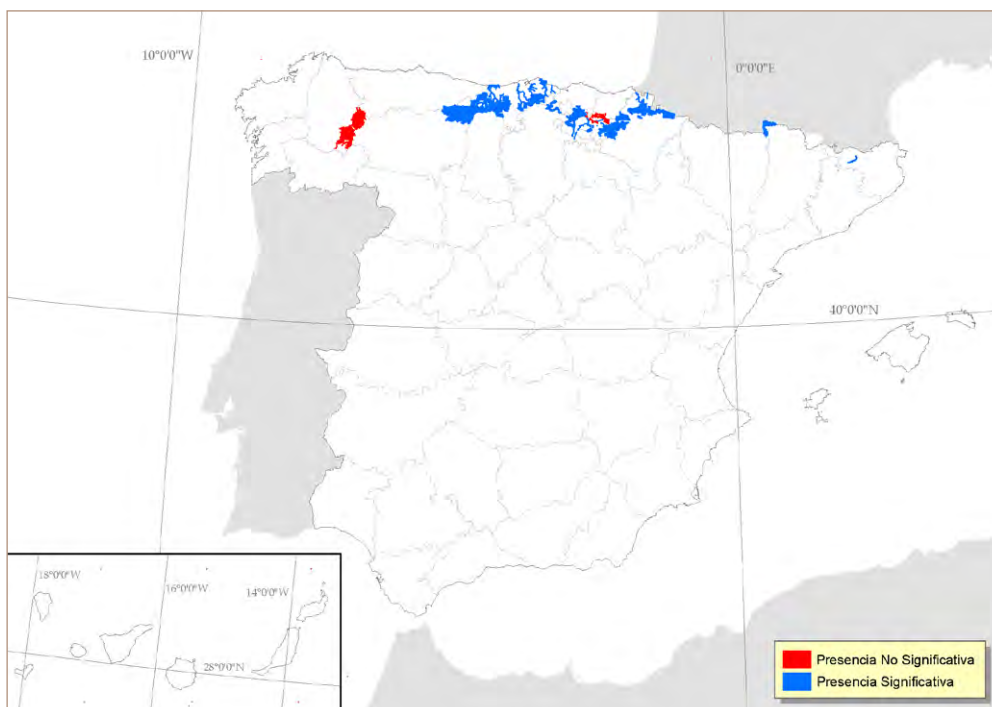
I. Clase QUERCO-FAGETEA Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937	
+ Orden <i>Fagetalia</i> Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch, 1928	
• Alianza <i>Carpinion</i> (Issler, 1931) Oberdorfer, 1953	
•• Subalianza <i>Polysticho setiferi-Corylenion</i> , O. Bolós, 1973	
<b>Asociaciones:</b>	
1.	<i>Isopyro thalictroidi-Quercetum roboris</i> R.Tx. & Diemont, 1936 (Aquitano-landesa, pirenaica septentrional y oriental. Colino, submontano)
2.	<i>Brachypodio sylvatici-Fraxinetum excelsioris</i> Vigo, 1968 (Pirenaica. Mesomontano, altimontano)
3.	<i>Crataego laevigatae-Quercetum roboris</i> Rivas-Martínez & Loidi, 1987-88 (Euskalduna oriental. Submontano, mesomontano)
4.	<i>Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris</i> (R.Tx. & Oberdorfer, 1958) Rivas-Martínez, 1979 (Cántabro-euskalduna y Astur-galaica. Colino, montano)
5.	<i>Mercurialidi perennis-Fraxinetum excelsioris</i> Fdez. Prieto & Vázquez, 1987 (Orocantábrica. Colino, montano)

## 1.6. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA



**Figura 1.1**

**Mapa de distribución del tipo de hábitat 9160 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 9160.**  
 Datos de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

El tipo de hábitat de interés comunitario 9160 no ha sido recogido en el *Atlas de los Hábitat de España* (Inventario Nacional de Hábitat). Por

lo tanto, no se dispone ni de la cartografía, ni de los datos de superficie procedentes de dicho Inventario.

Región biogeográfica	Evaluación de LIC (número de LIC)				Superficie incluida en LIC (ha)
	A	B	C	In	
Alpina	1	1	1	—	1.379,79
Atlántica	1	13	12	—	5.577,98
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	—	—	—	—	—
<b>TOTAL</b>	<b>2</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>—</b>	<b>6.957,77</b>

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.

**NOTA:** En esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas, por lo que los totales no reflejan el número real de LIC en los que está representado el tipo de hábitat 9160.

**Tabla 1.1**

**Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 9160, 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 del tipo de hábitat de la figura 1.2 no se corresponde con la realidad. Aunque, no formando grandes masas, la unidad “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” se encuentra, además de en las áreas señaladas en color azul en el mapa, en situaciones meso-eútrofas en Asturias y Cantabria (bosques de las asociaciones *Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsoris* y su vicariante orocantábrico *Mecurialidi perennis-Fraxinetum excelsioris*), Navarra, norte de Castilla y León, Vizcaya y Guipúzcoa (*Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*).

En la zona pirenaica, su distribución es probablemente también más extensa que la arriba indicada (asociaciones pirenaicas *Isopyro thalictroidi-Quercetum roboris* y *Brachypodio sylvatici-Fraxinetum excelsioris*). Este tipo de hábitat, sin embargo, no se encuentra en el área representada en color rojo en el sur-este de la provincia de Lugo, la cual corresponde a las sierras de Os Ancares y O Courel. Aquí predominan los bosques acidófilos (melojares, robledales, abedulares y pequeñas extensiones de hayedo) y sobre todo los brezales y piornales. El tipo de hábitat “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” no se encuentra en Galicia (Izco *et al.*, 1999). Las fragas mixtas del norte de La Coruña y Lugo se corresponden con robledales acidófilos de la asociación *Blechno spicanti-Quercetum roboris* con

presencia de especies como *Castanea sativa*, *Betula alba* o *Laurus nobilis*.

Por tanto, los datos disponibles sobre la distribución del nuevo tipo de hábitat propuesto parecen ser correctos, aunque incompletos o incluso sobrevalorados (el tipo de hábitat aparece en áreas de alta montaña de la Cordillera Cantábrica, donde es imposible su existencia), en Cantabria, norte de Castilla y León, Álava, Navarra y Cataluña. Sería necesario cartografiar la distribución de este tipo de hábitat en Asturias, Vizcaya y Guipúzcoa, donde no existen datos sobre su distribución, y revisar la correspondencia del área representada en azul con la realidad. Debe eliminarse como área de distribución del mismo la mostrada en color rojo en el sureste de Lugo, por ser incorrecta. Además del área de distribución del tipo de hábitat “bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno”, deberían cartografiarse los diferentes tipos estructurales y estados sucesionales del tipo de hábitat (ver el apartado 3.3.1).

La distribución del tipo de hábitat, basada en el Formulario red Natura 2000 y su presencia en Lugares de Interés Comunitario, está muy sesgada y es poco fiable. Sería necesario realizar una cartografía exhaustiva del tipo de hábitat “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” a escala nacional.

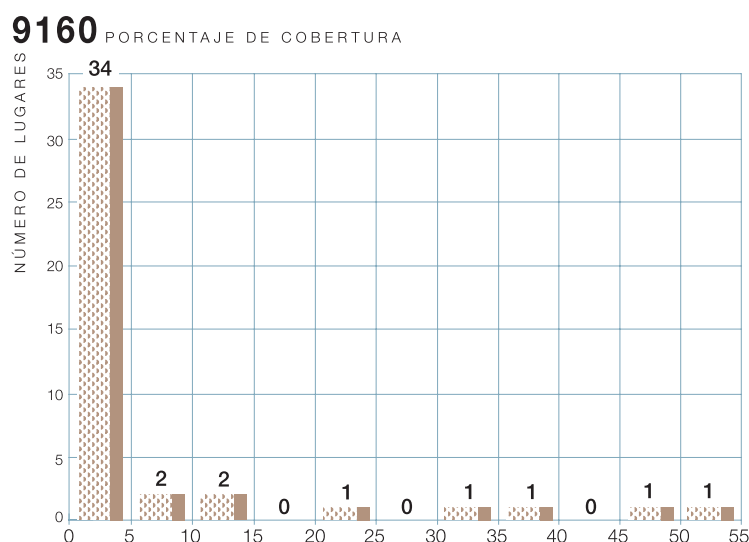


Figura 1.3

**Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 9160 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
Cantabria	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	50%	—	—
Castilla y León	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	3,84%	—	—
Cataluña	Sup.	—	—	—	—
	LIC	66,66%	—	—	—
Navarra	Sup.	—	—	—	—
	LIC	33,33%	23,07%	—	—
País Vasco	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	23,07%	—	—

**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.

**NOTA:** En esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas.

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 9160 en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.**



## 2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

### 2.1. REGIONES NATURALES

Tipo de hábitat no cartografiado.

### 2.2. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

No existe información referente a los factores biofísicos que condicionan la distribución de este tipo de hábitat, así como su estructura y dinámica. Su área de distribución ocupa predominantemente los pisos bioclimáticos colino y montano, y pueden alcanzar el piso altimontano en los Pirineos (asociación *Brachypodium sylvatici-Fraxinetum excelsioris*), por lo que la altitud no parece ser un factor de control determinante para su distribución. Sin embargo, en las áreas de contacto entre el bosque pirenaico-cantábrico con roble y fresno, con otros tipos forestales dominantes menos diversos (robledales, hayedos), el componente edáfico parece ser determinante para la distribución de este tipo de hábitat. El componente edáfico ha sido también la causa de que este tipo de bosque mixto, por desarrollarse sobre sustratos más ricos y productivos que otros tipos forestales, haya sido deforestado en mayor medida que otros tipos de hábitat, para su utilización agrícola o transformación en praderas productoras de forraje. En cuanto al aspecto dinámico, el manejo por parte de las poblaciones locales parece haber tenido un papel muy relevante en la distribución y dinámica de este hábitat forestal, condicionando en gran medida la estructura actual de gran parte de las representaciones que se conservan de este bosque mixto.

Los principales factores biofísicos de control de la distribución, estructura y dinámica de los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno son:

#### Características edáficas

En la cornisa pirenaico-cantábrica es común el contacto entre litologías básicas (calizas, margas, limos) y litologías ácidas (cuarcitas, areniscas, pizarras) que

condicionan un desarrollo edáfico diferencial, determinante para la distribución de los tipos de hábitat terrestres. Las litologías básicas favorecen el desarrollo de un complejo de cambio edáfico más eficiente en la retención e intercambio de nutrientes, con abundantes arcillas que se acomplejan con la materia orgánica, formando un complejo arcillo-húmico bien desarrollado. La presencia de este tipo de suelos más ricos y con mayor capacidad de retención del agua y los nutrientes, favorece la presencia de los bosques mixtos. Sobre los suelos derivados de litologías ácidas, por el contrario, es habitual la existencia de bosques menos ricos en especies indiferentes edáficas o más generalistas (robles y hayas), capaces de crecer sobre suelos con un complejo arcillo-húmico menos desarrollado.

La predominancia de bosques mixtos sobre sustratos calcáreos es patente en las laderas de cañones y desfiladeros, tan frecuentes en el área pirenaico-cantábrica a lo largo de los cursos de ríos y arroyos. En estas zonas escarpadas y sobre litosuelos poco desarrollados, se encuentran bosques mixtos, en los que los robles son poco abundantes, dominados por especies de arces, tilos y olmos (tipo de hábitat 9180: bosques de laderas, desprendimientos y barrancos del *Tilio-Acerion*). En áreas de fondo de valle más o menos extensas, y en los suelos ricos desarrollados sobre aluviones fluviales cuaternarios, se encuentran restos de los bosques mixtos con robles y otras especies de árboles, en especial fresnos, arces y olmos.

Sin embargo, a diferencia de los bosques de desfiladero, la gran productividad de los suelos llanos de aluvión ha condicionado la casi total desaparición de estos bosques de fondo de valle, que han sido sustituidos por praderas, áreas de cultivo y asentamientos humanos.

#### Régimen de manejo

El manejo por parte de las poblaciones humanas ha condicionado históricamente, tanto el área de dis-

tribución de los bosques mixtos pirenaico-cantábricos como su estructura y dinámica. Los terrenos más adecuados para el cultivo y la creación de praderas fueron deforestados a lo largo de la historia, y los retazos de bosques mixtos que aún se conservan suelen estar sometidos a un intenso manejo mediante talas y desmoches. Este régimen de manejo tradicional condiciona la dinámica de la regeneración de las diferentes especies, y por tanto, la composición del dosel arbóreo. La vegetación del sotobosque se encuentra también habitualmente sometida a un intenso aprovechamiento ganadero, por lo que es habitual la presencia de especies herbáceas pratenses en el cortejo florístico de los bosques mixtos. La estructura del bosque mixto habitualmente indica un intenso manejo en el pasado. Son muy frecuentes los ejemplos de bosques secundarios compuesto por doseles coetáneos con escasa regeneración y abundantes individuos multifustales resultantes de rebrotes de cepa.

Raramente se encuentran ejemplos de bosques mixtos formados por distintas generaciones de árboles, con árboles maduros de un solo fuste y una vegetación en el sotobosque compuesta por plantas nemo-rales (Ver fotografías 1, 2 y 3). En este sentido cabe plantearse en qué medida los bosques mixtos, tal como hoy se conocen, pueden considerarse tipos de hábitat naturales, o bien se trata de bosques culturales o post-culturales derivados de la actividad humana. Al igual que sucede con muchos otros tipos de hábitat que precisan de la perturbación humana para su perpetuación, probablemente el mantenimiento del régimen de manejo tradicional sea necesario para la conservación de los bosques mixtos y su actual composición y estructura. Sin embargo, antes de proponer medidas concretas para el manejo de cara a la conservación del tipo de hábitat, basadas en la intuición o en principios especulativos, es necesario investigar este punto para conocer cuál es el impacto real del manejo sobre la estructura y dinámica de este tipo de bosques mixtos (ver el apartado 5.2. Líneas prioritarias de investigación).

### 2.3. SUBTIPOS

La división, previamente aportada por la clasificación fitosociológica de este tipo de hábitat en forma de cinco asociaciones vegetales particulares (ver el apartado 1.5. Esquema sintaxonómico), está basada en la presencia de especies vegetales diferenciales con áreas

de distribución específicas. Sin embargo, la unidad considerada como un todo responde a unos factores ecológicos comunes, muestra unas características estructurales y dinámicas particulares, y presenta una problemática común para su conservación, determinada sobre todo por las técnicas de manejo y el régimen de perturbación impuestos por las poblaciones humanas. Estos factores ecológicos de control, características estructurales y dinámicas son prácticamente los mismos, a lo largo de toda su área de distribución, en la franja pirenaico-cantábrica. Por tanto, desde el punto de vista ecológico, no es necesario diferenciar entre diferentes subtipos de la unidad “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” para realizar una adecuada caracterización ecológica, evaluación del estado de conservación y recomendar medidas concretas para su conservación.

Sin embargo, al igual que para muchos otros tipos de hábitat forestales, sí que existen diferentes tipos culturales, derivados de técnicas de manejo particulares practicadas por la población humana. Es muy común, por ejemplo, que la mayor parte de la superficie ocupada por “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” en una comarca, sea bosque secundario o derivado de rebrotes de cepa, tras talas a matarrasa o más o menos selectivas. La existencia de individuos multifustales de diversas especies como robles, fresnos, tilos o arces, nos informan sobre este posible origen (ver fotografía 4). En otras ocasiones, en especial en situaciones próximas a los núcleos rurales, es habitual un tratamiento como bosque abierto adhesionado, con un uso ganadero del subvuelo más o menos intenso, y el desmochado de los árboles, en especial de los robles y fresnos, para obtención de leñas o ramón para alimentar al ganado (ver fotografía 6). En cualquier caso, estos tipos culturales son fácilmente reconocibles y pueden entrar a formar parte de los criterios de valoración y recomendaciones para la gestión, por lo que no es necesario diferenciarlos a priori como subtipos de este tipo de hábitat.

### 2.4. ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

No existen especies recogidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats exclusivamente ligadas a los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno. Sí existen especies presentes en este tipo de hábitat, compartidas con otros tipos de hábitat.

En la tabla 2.1 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I, II y III de la Directiva de Aves (79/409/

CEE) que, según la información disponible, se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9160.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
<b>INVERTEBRADOS</b>				
<i>Cerambyx cerdo</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Lucanus cervus</i>	II	No preferencial	—	
<b>ANFIBIOS Y REPTILES</b>				
<i>Rana temporaria</i>	V	No preferencial	—	
<i>Rana iberica</i>	IV	No preferencial	—	
<b>MAMÍFEROS</b>				
<i>Genetta genetta</i>	V	No preferencial	—	
<i>Martes martes</i>	V	No preferencial	—	
<i>Felis silvestris</i>	IV	No preferencial	—	
<b>AVES</b>				
<i>Dendrocopos medius</i>	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Columba palumbus</i>	Anexos II, III Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Streptopelia decaocto</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Streptopelia turtur</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Scolopax rusticola</i>	Anexos II, III Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Turdus merula</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Turdus philomelos</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Turdus viscivorus</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<i>Garrulus glandarius</i>	Anexo II Directiva de Aves	No preferencial	—	
<b>PLANTAS</b>				
<i>Culcita macrocarpa</i>	II, IV	No preferencial	—	
<i>Ruscus aculeatus</i>	V	No preferencial	—	
<i>Woodwardia radicans</i>	II, IV	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) 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 9160.**

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

No existe información exhaustiva sobre la caracterización ecológica de los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno. A partir de información referente a su distribución y observaciones personales, se proponen las siguientes premisas sobre las exigencias ecológicas de este tipo de hábitat.

### ■ Climatología

Asociado a los pisos bioclimáticos colino y montaño de la región Eurosiberiana de la Península Ibérica. Temperatura media anual entre 8 y 15 °C, temperatura media de las mínimas del mes más frío entre -3 y 7 °C, temperatura media de las máximas del mes más frío entre 3,5 y 12,5 °C, precipitación total anual entre 940 y 1.800 mm.

### ■ Factores topográficos, geomorfología y edafología

Asociados a fondos de valle con suelos profundos bien desarrollados, a veces sobre coluviones fluviales y con nivel freático elevado. Sin embargo, la distribución de este tipo de bosques debió ser mucho más amplia, ya que la mayor parte de la superficie potencial ha sido deforestada y transformada en praderías.

### ■ Especies características y diagnósticas

Árboles: *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *A. opalus*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*, *Tilia cordata*, *T. plathyphyllos*, *Ulmus glabra*. Arbustos: *Cornus sanguinea*, *Crataegus laevigata*, *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Rhamnus cathartica*, *Viburnum lantana*. Trepadoras: *Clematis vitalba*, *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Smilax aspera*. Herbáceas: *Arum italicum*, *Galeobdolon luteum*, *Hypericum androsaemum*, *Lysimachia nemorum*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polystichum setiferum*, *Primula vulgaris*, *Pulmonaria longifolia*, *Rosa arvensis*, *Veronica montana*.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies características y diagnósticas, aportado por el Centro Iberoamericana-

no 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 y dinámica del sistema

Total desconocimiento en cuanto a la estructura y dinámica de las poblaciones arbóreas, así como a los factores que condicionan la dinámica del sistema. Debido a la gran diversidad de especies que constituyen el dosel principal de estos bosques, es de suponer la existencia de diversas estrategias de regeneración. Algunas especies muestran cierta tolerancia a la sombra (*Tilia* spp., *Acer* spp.), las cuales supuestamente dominarían en estados sucesionales más avanzados, mientras que otras son más intolerantes (*Quercus* spp., *Fraxinus excelsior*) y con un carácter más netamente colonizador de espacios abiertos y huecos del dosel (Rozas, 2003). Sin embargo, la dinámica natural de este tipo de formaciones es muy difícil de discernir, ya que las actividades humanas han condicionado históricamente la estructura y dinámica del sistema.

### ■ Variación estacional

Similar a otros tipos de bosque caducifolio, con una marcada alternancia anual entre una estación de crecimiento activo en que el follaje está desarrollado y determina la cantidad de luz que alcanza el sotobosque, y una fase de reposo fisiológico en que el dosel está desprovisto de hojas y los procesos de fotosíntesis y transpiración se detienen. Una excepción la constituyen algunas especies perennifolias de carácter lauroide, que pueden encontrarse en el sotobosque de este tipo de hábitat (*Ilex aquifolium*, *Laurus nobilis*; ver fotografía 5).

### ■ Ecología del paisaje

No existe información sobre la ecología, a escala de paisaje, referente al área completa de este tipo de hábitat. Existe un trabajo, reciente realizado en Asturias, en que se estudian los patrones de fragmentación de diversos tipos de bosques montanos

(García *et al.*, 2005). Se concluye que la fragmentación, la irregularidad de los fragmentos y la distancia entre fragmentos, es mayor en los tipos de bosques desarrollados en áreas potencialmente aprovechables para usos agrícolas y ganaderos (fondos de valle y laderas sur), entre ellos los bosques mixtos con fresno y arce, y los robledales. Dada la relación existente entre grado de fragmentación y

pérdida de biodiversidad, es de suponer que las especies más sensibles a la fragmentación del tipo de hábitat serán las más amenazadas. La ausencia de especies estrechamente ligadas a este tipo de hábitat y la elevada proporción de especies generalistas, pueden estar relacionadas con su alto grado de fragmentación, determinado por los sistemas históricos de manejo.



# 3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

## 3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

Tabla 3.1

Datos correspondientes a las superficies de distribución y ocupación del tipo de hábitat de interés comunitario 9160.

Región biogeográfica		ALP
Área de distribución	Superficie en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Fecha de determinación	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	1, pobre
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocido
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	0
Superficie abarcada dentro del área de distribución	Superficie en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Fecha de determinación	—
	Método utilizado: 3, estudio sobre el terreno; 2, basado en datos de sensores remotos; 1, sólo o principalmente basado en el criterio de expertos	1
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	1
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocido
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	0
	Principales presiones	Manejo tradicional. Fragmentación
Amenazas	Cambios de uso del territorio. Cese del manejo tradicional	
Información complementaria	Área de distribución de referencia favorable en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Superficie de referencia favorable en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)

► Continuación Tabla 3.1

Región biogeográfica	ATL	
Área de distribución	Superficie en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Fecha de determinación	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	1, pobre
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocido
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	0
Superficie abarcada dentro del área de distribución	Superficie en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Fecha de determinación	—
	Método utilizado: 3, estudio sobre el terreno; 2, basado en datos de sensores remotos; 1, sólo o principalmente basado en el criterio de expertos	1
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	1
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocido
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	0
	Principales presiones	Manejo tradicional. Fragmentación
Amenazas	Cambios de uso del territorio. Cese del manejo tradicional	
Información complementaria	Área de distribución de referencia favorable en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)
	Superficie de referencia favorable en km <sup>2</sup>	Desconocido (tipo de hábitat no cartografiado)

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

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Área de distribución	XX
Superficie ocupada dentro del área de distribución	XX

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

Tabla 3.2

Valoración de las superficies de distribución y ocupación del tipo de hábitat 9160 en las regiones biogeográficas Alpina y Atlántica.

### 3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

#### I. Región Alpina

En la región pirenaica, el arce más abundante es *A. opalus* y más raramente *A. platanoides*. Aparece, además, alguna especie rara en la región Atlántica, como *Isopyrum thalictroides*.

El tipo de hábitat “bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” no presenta una fauna específica, pudiendo encontrar refugio en ellos las especies forestales de bosques caducifolios, o incluso, de otros tipos de hábitat vecinos.

Dado que en la unidad aparecen especies características válidas para definir el tipo de hábitat, pero no especies típicas inseparables de este tipo de hábitat (pueden aparecer en diversos otros tipos de bosques, vegetación herbácea de orla, matorrales, praderas, etc.), consideramos que la composición florística no es un buen indicador del estado de conservación de este tipo de bosque y, por tanto, no constituye un criterio fiable que permita evaluar la calidad del tipo de hábitat.

#### II. Región Atlántica

Especies características de plantas vasculares: *Arum italicum*, *Galeobdolon luteum*, *Hypericum androsaemum*, *Lysimachia nemorum*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polystichum setiferum*, *Potentilla sterilis*, *Primula vulgaris*, *Prunus avium*, *Pulmonaria longifolia*, *Rosa arvensis*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra* y *Veronica montana*.

*Acer campestre* es característica en el área vasco-cantábrica, mientras que en su área occidental, en Asturias, es sustituido por *A. pseudoplatanus*.

En el área orocantábrica son típicas especies como *Brachypodium sylvaticum*, *Sanicula europaea*, *Bromus ramosus*, *Carex sylvatica*, *Saxifraga hirsuta*, *Helleborus viridis* subsp. *occidentalis*, *Melica uniflora* y *Mercurialis perennis*; mientras que la especie de roble dominante es *Quercus petraea*. La especie de tilo más frecuente en los bosques mixtos de la montaña cantábrica es *Tilia platyphyllos*. En los bosques mixtos del piso montano es habitual la presencia de *Fagus sylvatica*.

En las zonas más próximas al litoral cantábrico, a lo largo de toda su área de distribución, es habitual la presencia de *Laurus nobilis* como especie del sotobosque en este tipo de hábitat de bosque mixto (ver fotografía 5).

En algunas formaciones bien conservadas se encuentran especies nemorales propias de tipos de hábitat forestales estables sobre suelos ricos en nutrientes, como son *Allium ursinum* y *Polygonatum multiflorum*.

En estaciones más xéricas y termófilas son frecuentes *Iris foetidissima* y *Ruscus aculeatus*, así como la liana espinosa *Smilax aspera* y algunas especies arbustivas perennifolias como *Rhamnus alaternus* o *Arbutus unedo*.

Sobre los suelos más húmedos, sin embargo, suelen aparecer plantas características de la alianza *Alno-Ulmion*, como son *Circaea lutetiana*, *Symphytum tuberosum* o *Carex pendula*.

### 3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

#### 3.3.1. Factores, variables y/o índices

##### Fundamentos para el establecimiento de índices de valoración del estado de conservación del tipo de hábitat

Según el artículo 1 letra e) de la Directiva de Hábitats, el «estado de conservación de un hábitat» es el conjunto de las influencias que actúan sobre el tipo de hábitat natural de que se trate, y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones, así como a la supervivencia de sus especies típicas en el territorio a que se refiere el artículo 2. El «estado de conservación» de un tipo de hábitat natural se considera «favorable» cuando su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan, y puedan seguir existiendo, en un futuro previsible, y el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

Según la Nota del Comité Hábitats de 2005 (European Commission 2005. Note to the Habitat Com-

mittee. Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3)), el estado de conservación favorable es el objetivo final a alcanzar por todos los tipos de hábitat y especies de interés comunitario, una situación en la cual, cada tipo de hábitat y cada especie prosperen, tanto en calidad, como en extensión y presenten buenas perspectivas para continuar prosperando en el futuro. Se recomienda en este documento fijar unos valores de referencia claros y cuantificables para el estado de conservación favorable.

El establecimiento de índices de valoración consiste en asignar un valor a distintas unidades de hábitat de forma que sea posible jerarquizarlas en función de las condiciones de conservación. Se fundamenta en la determinación de cuáles son las mejores condiciones desde el punto de vista de la conservación, y en función de estas, establecer una escala de cada uno de los índices, de menor a mayor valor en función de su estado. El establecimiento de estos índices no escapa a unas perspectivas finalista (se presupone un estado final “bien” conservado, en contraposición a otros estados intermedios “menos bien” conservados) y determinista (se presupone que solo hay un estado final “bien” conservado, el *endpoint* al cual deberían parecerse todas las unidades del tipo de hábitat). Por lo tanto es necesario definir en qué consiste este estado final “bien” conservado, el cual constituiría el modelo ideal o paradigma de estado maduro del hábitat (Hyman & Leibowitz, 2001).

Si el establecimiento de un modelo ideal no escapa a la subjetividad (¿existe en la naturaleza un estado “bien” conservado?, ¿el modelo de tipo de hábitat “bien” conservado debe tomarse del mundo real o debe ser diseñado por un evaluador?, ¿el modelo de tipo de hábitat “bien” conservado elegido por un evaluador es el mismo que el elegido por otro evaluador cualquiera?), menos aún en el caso de tipos de hábitat dependientes de la actividad humana o intensamente influenciados por la misma, como es el caso de los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno. Probablemente no existen o son muy escasos en la naturaleza ejemplos ideales maduros de este tipo de bosque mixto.

La definición de un estado de conservación favorable (*favourable conservation status* o FCS) y el esta-

blecimiento y calibración de identificadores para valorar el estado de conservación y monitorizar el mismo a largo plazo, constituye por sí mismo un proyecto de investigación de envergadura. Sirva de ejemplo el proyecto *Favourable Conservation Status of Boreal Forest – Experience Exchange among Baltic and Nordic Experts* en que trabajaron expertos en bosques boreales de seis países (Estonia, Latvia, Lituania, Finlandia, Suecia y Noruega) durante los años 2005 y 2006, con los únicos objetivos de establecer criterios comunes para definir los estados de conservación favorables en tipos de hábitat boreales y desarrollar indicadores para valorar el estado de conservación de los mismos (Kuris & Ruskule, 2006).

El primer paso para la valoración del estado de conservación del tipo de hábitat sería la realización de una cartografía detallada del área de distribución para disponer de información, no solo referente a la distribución geográfica de los distintos parches del tipo de hábitat, sino de los tipos estructurales básicos derivados del manejo humano y del estado de la sucesión ecológica en que se encuentra cada unidad. Se propone una clasificación de los tipos estructurales que pueden presentar los bosques pirenaico-cantábricos con roble y fresno atendiendo a dos aspectos fundamentales: (i) su tipo estructural según el origen, fundamentalmente dependiente de la historia de manejo, y (ii) su estado sucesional.

#### Tipos estructurales (Peterken, 1996)

- Bosque alto: sin efectos evidentes de actividades humanas, salvo quizá la presencia de algunos tocones resultantes de talas selectivas o incluso efectos del ganado sobre la regeneración del arbolado y la vegetación del sotobosque. Dosel denso y elevado, con árboles generalmente con un solo tronco, aunque puede haber una reducida proporción de individuos multifustales (<30%; ver fotografías 1, 2 y 3).
- Bosque tipo *coppice*: originado a partir de la tala de un bosque mixto, con una elevada proporción de individuos multifustales derivados de rebrotes de tocón (>30%; ver fotografía 4).
- Bosque secundario post-cultural: se ha originado mediante establecimiento del arbolado sobre un terreno previamente deforestado por causas naturales o artificiales. Usualmente predomina el fresno en el dosel principal y las distribuciones



de tamaño y edad suelen ser unimodales (ver fotografía 5).

- Bosque adhesionado: resultante de manejo silvopastoral, normalmente con baja densidad de individuos de gran tamaño y edad que suelen ser desmochados periódicamente, e intenso aprovechamiento ganadero del sotobosque. Generalmente dominado por especies relativamente intolerantes a la sombra, como robles o fresnos (ver fotografía 6).

### Estados sucesionales (Frelich, 2002)

- Estado de iniciación (*stand initiation*): arbolado joven establecido mediante semillas o derivado de rebrotes de tocón o raíz, generalmente en espacios abiertos resultantes del abandono de terrenos de cultivo o pastizal, o bien sobre matorrales o en grandes claros forestales. Por lo general hay elevada densidad de fustes, aunque aún no se ha formado un dosel cerrado.
- Estado de exclusión de fustes (*stem exclusion*): ya existe un dosel formado por la convergencia de las copas de los árboles vecinos, por lo que la regeneración de nuevos individuos generalmente ha cesado. Elevada intensidad de la competencia, con abundante mortalidad de individuos de pequeño tamaño. Distribución de tamaños y edades generalmente unimodal.
- Estado de transición demográfica (*demographic transition*): el dosel principal está formado por una generación de árboles, mientras que una nueva generación de árboles comienza a estable-

cerse en claros o bajo el dosel principal. Distribución de tamaños y edades compuesta, unimodal en las clases mayores, y descendente en las clases menores. La mortalidad pasa a ser consecuencia de procesos independientes de la densidad.

- Estado maduro (*old multi-aged*): dosel principal formado por varias generaciones de árboles y clases de tamaño. Tasa de regeneración dependiente de las perturbaciones que abren huecos en el dosel. Distribuciones de edad y tamaño balanceadas, con muchos árboles pequeños, descendiendo progresivamente a medida que aumenta el tamaño. La mortalidad se produce a una tasa relativamente continua, causada por senectud y perturbaciones en los árboles del dosel, y por competencia en los grupos de árboles jóvenes. La mortalidad se concentra en las clases de tamaño menores y mayores, siendo escasa en las clases de tamaño intermedias.

### Bosque maduro y valoración del estado de conservación

Como una aproximación previa al estado de conservación favorable de este tipo de hábitat, se puede adoptar una definición genérica de bosque maduro (*old-growth forest*). Adoptamos la definición de bosque maduro propuesta por Foster *et al.*, 1996: bosque con un grado relativamente alto de parcheamiento y heterogeneidad, con árboles muertos, madera muerta sobre el suelo, individuos relativamente viejos, distribución de tamaños balanceada, distribución multietánea de edades, pero

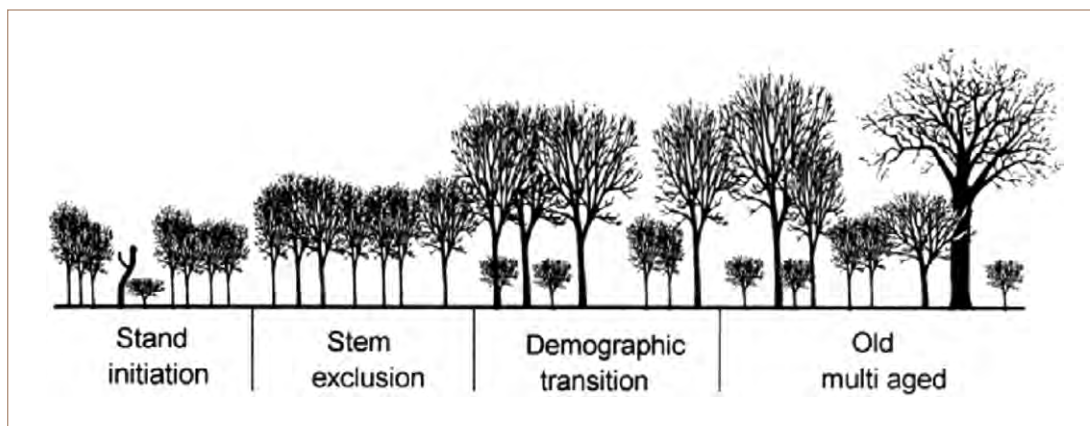


Figura 3.1

Estados sucesionales (Frelich, 2002).

no necesariamente libre de señales de actividad humana. Esta definición, establecida para bosques templados de Norteamérica, se considera apropiada para el caso de los bosques pirenaico-cantábricos con roble y fresno.

De acuerdo con las clasificaciones dadas en los dos apartados previos, se correspondería con un tipo estructural de bosque alto en estado maduro.

Sin embargo, los tipos estructurales derivados del manejo pueden presentar características tan valiosas como las del bosque maduro, e incluso especies dependientes estrechamente ligadas a microhábitat particulares, como pueden ser los troncos huecos con abundante madera en descomposición de los viejos árboles desmochados. En los ejemplos de la figura 3.2 se muestra la transición natural, una vez que la actividad humana ha cesado, desde estructuras tipo *coppice* (a) y adehesado (c), hasta bosque alto (b y d), con la consiguiente pérdida de los valores ecológicos propios de las formaciones originarias.

Para la valoración del estado de conservación del tipo de hábitat, deberían poder cuantificarse tam-

bién estas características, que confieren especial valor ambiental a las formaciones culturales derivadas del manejo tradicional. Por tanto, la definición de un único estado final al que deberían tender todas las representaciones de este tipo de hábitat debe ser matizada, previendo la posible existencia de bosques adehesado con un valor intrínseco adicional que debe ser preservado. Dado que estos sistemas de manejo se han practicado históricamente en diversos tipos de hábitat forestales, probablemente estos índices de valoración del estado de conservación sean también aplicables a otros tipos de hábitat forestales.

#### Descripción de los eventuales indicadores para evaluar el estado de conservación de los bosques

A continuación se describen una serie de indicadores útiles para evaluar el estado de conservación de tipos de hábitat forestales en general (parcialmente basado en Kuris & Ruskule, 2006). La calibración de cada uno de estos indicadores debería hacerse de forma empírica, realizando mediciones en un nú-

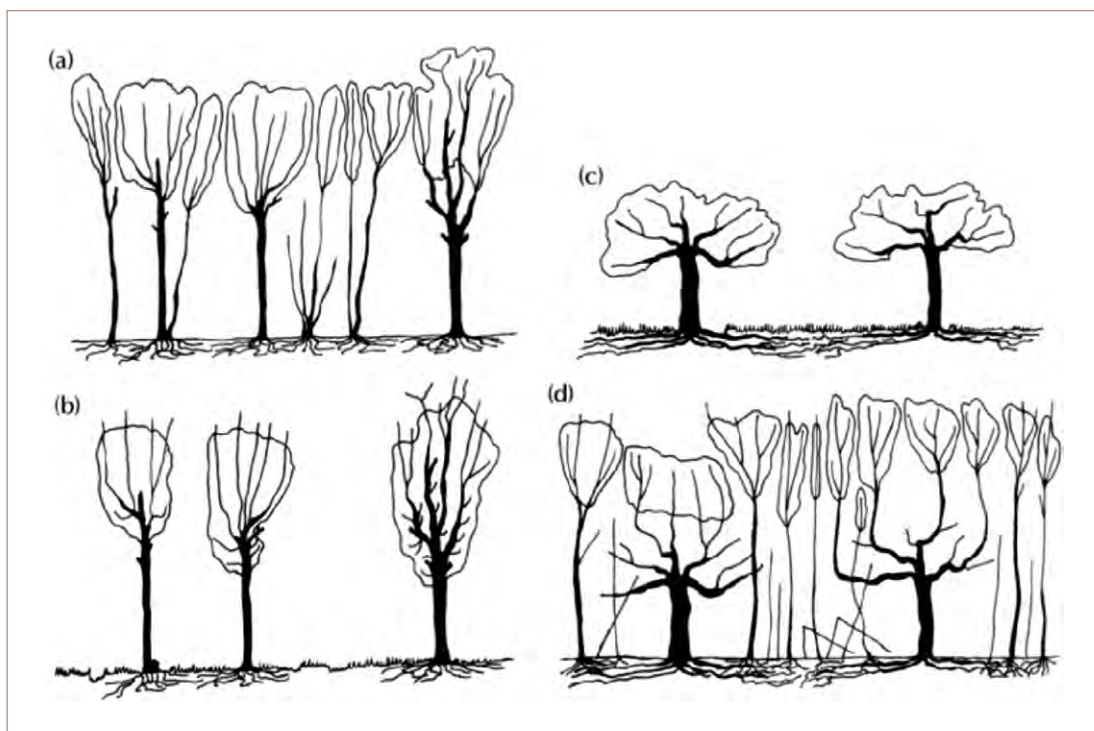


Figura 3.2

Transición natural del bosque tras el cese de actividad humana.

mero suficientemente elevado de unidades del hábitat. Esta calibración permitiría por un lado determinar la utilidad de cada uno de los indicadores para evaluar el estado de conservación, y por otro fijar un valor umbral de cada indicador por encima del cual se considere el estado de conservación favorable. Ya que existe muy poca información previa sobre los rangos de variación de estos índices en tipos de hábitat naturales, para la mayoría de ellos no es posible sugerir a priori valores umbral para la condición de estado de conservación favorable. Sería muy conveniente unificar criterios con otros países europeos en que se encuentran los mismos tipos de hábitat o similares, ya que no tiene demasiado sentido evaluar el estado de conservación con criterios totalmente dispares, sólo por el hecho de pertenecer a países diferentes.

#### A) Indicadores relativos al área

Tamaño del hábitat: los parches de hábitat con un tamaño mayor serán más favorables para la preservación de la biodiversidad que los parches más pequeños. El tipo de hábitat bosques pirenaico-cantábricos con roble y fresno presenta un elevado grado de parcheamiento con tamaños de los parches reducidos, en comparación con otros tipos de hábitat forestales (por ejemplo hayedos, García *et al.*, 2005). La medición de este indicador debe realizarse a partir de una cartografía digital del área de distribución del hábitat en un sistema de información geográfica (GIS).

Forma del hábitat: la forma del parche de hábitat puede ser cuantificada mediante su dimensión fractal (García *et al.*, 2005). La dimensión fractal cuantifica la relación entre el área y el perímetro de un parche de hábitat, y sería calculado a partir de la cartografía digital del tipo de hábitat contenida en un sistema de información geográfica. En teoría, cuanto mayor es la dimensión fractal la forma del parche de hábitat es más compleja, aumentando el efecto de borde y afectando negativamente a la capacidad de preservación de la biodiversidad.

Aislamiento del hábitat: el grado de aislamiento de los parches de hábitat respecto a otros parches de hábitat puede ser cuantificado mediante estadísticos de análisis de patrones de puntos, como es la distancia al vecino más próximo, y mediante índices de proximidad (García *et al.*, 2005). Se espera que

cuanto más aislado esté un parche de hábitat respecto a otros, presentará una menor capacidad de preservación de la biodiversidad, y las especies sensibles a la calidad del hábitat tendrán mayor riesgo de extinción. Las distancias al vecino más próximo y los índices de proximidad se calcularían para los parches de hábitat a partir de un sistema de información geográfica.

#### B) Indicadores relativos a la estructura

Composición de especies del dosel: la composición (número, proporción e índices de importancia) en especies dominantes determinará la capacidad del parche de hábitat para preservar la biodiversidad (mayor número de especies proporcionarán una mayor diversidad de recursos y microambientes). Es necesario cuantificar la densidad y el área basal de cada una de las especies arbóreas dominantes.

Composición de especies del sotobosque: la composición en especies arbustivas y herbáceas del sotobosque es un buen indicador de la biodiversidad de una unidad de hábitat forestal, es fácilmente cuantificable y proporciona información sobre el ambiente abiótico y el estado ecológico (Ferris & Humphrey, 1999). Las plantas son indicadores de características edáficas y climáticas y proporcionan un hábitat para la fauna. La importancia relativa de cada una de las especies del sotobosque debe ser cuantificada mediante mediciones de densidad y abundancia.

Distribuciones de tamaño: las distribuciones de tamaño (diámetro del tronco, altura) de las especies arbóreas proporcionan información sobre la estructura de la comunidad, la estructura poblacional y el estado sucesional. Las distribuciones unimodales sugieren poblaciones coetáneas en estados sucesionales iniciales, mientras que las poblaciones maduras presentarán distribuciones descendentes monotónicas. Se determinarán mediante la medición directa de los tamaños en unidades de hábitat.

Distribuciones de edad: proporcionan valiosa información sobre los patrones de regeneración de las diferentes especies, la historia del desarrollo de los bosques y las posibles tendencias sucesionales o de sustitución de unas especies dominantes por otras. Poblaciones coetáneas presentarán distribuciones unimodales, mientras que poblaciones maduras

tendrán distribuciones de edad compuestas por varias cohortes. Las edades individuales pueden ser estimadas mediante extracción de testigos de madera y análisis de los anillos de crecimiento.

Heterogeneidad estructural del dosel: es predecible que cuanto mayor sea la heterogeneidad del dosel forestal en términos de tamaños y densidades del arbolado, mayor será la diversidad ambiental y de microhábitat, con lo que será mayor la biodiversidad de especies dependientes. Una estimación de la diversidad estructural puede ser obtenida mediante la medición del tamaño de los árboles a lo largo de transectos. La cuantificación del área cubierta por claros y por dosel arbolado puede ser también realizada utilizando los mismos transectos (Runkle, 1992).

Heterogeneidad del sotobosque: la heterogeneidad en la composición y estructura del sotobosque es una medida directa de la disponibilidad de recursos y hábitat para la fauna dependiente. Su cuantificación a lo largo de transectos es relativamente sencilla mediante la aplicación de índices de diversidad florística y estructural.

### C) Indicadores relativos a la función

Régimen de perturbación: las perturbaciones son una fuente de heterogeneidad que crean ambientes adecuados para la regeneración del arbolado y el desarrollo del ciclo vital de especies del sotobosque y fauna dependiente que no existirían en condiciones de total estabilidad. Un método para cuantificar el régimen de perturbación a largo plazo es el análisis de las series de crecimiento radial de los árboles. Éstas constituyen registros de las condiciones ambientales del dosel (fases de aumento de la competencia por cierre del dosel) y de perturbaciones (liberaciones bruscas del crecimiento debido a la aparición de claros en el dosel). La extracción de testigos y su análisis dendrocronológico en un número mínimo de árboles por unidad de hábitat permitirían cuantificar el régimen de perturbaciones.

Cantidad y clase de madera muerta: la madera muerta es un eficiente indicador de la existencia de nichos apropiados para la reproducción y el desarrollo de especies dependientes de fauna y flora (ver fotografía 6). Los organismos saproxílicos y

epífitos que se desarrollan en la madera muerta incluyen a diversas especies raras o amenazadas a nivel europeo, especialmente de insectos pero también de briófitos, líquenes y hongos (Ferris & Humphrey 1999; Ódor *et al.*, 2005). La cantidad y cualidad de la madera muerta es por tanto utilizada en ecosistemas forestales como indicador de la biodiversidad y de la función, como por ejemplo la capacidad de reciclado de nutrientes. Puede ser evaluada a partir de transectos, cuantificándose tanto la madera fina (< 10 cm) y gruesa (> 10 cm) sobre el suelo, como los tocones, árboles muertos y madera muerta sobre los árboles vivos (Nordén *et al.*, 2004).

Presencia de microhábitat de interés especial: además de la existencia de madera muerta, la presencia de microhábitat específicos que favorecen el desarrollo de especies raras o amenazadas (huecos en árboles, troncos y ramas parcialmente descompuestos, nidos de pájaros carpinteros, ver fotografía 7) puede ser cuantificada y tenida en cuenta para la evaluación del estado de conservación del tipo de hábitat. La cuantificación puede realizarse también a partir de un diseño de muestreo a lo largo de transectos.

Patrones de crecimiento: los patrones de crecimiento de los árboles reflejados en sus anillos anuales de crecimiento revelan la historia del dosel forestal, como la existencia de períodos de crecimiento en espacios abiertos, o de períodos de intensa competencia derivados del cierre del dosel. Asimismo, revelan las secuencias de perturbaciones que han abierto huecos en el dosel y el régimen de manejo, como por ejemplo la frecuencia del desmochado en bosques adhesados (Rozas, 2004). La existencia de tendencias sucesionales (crecimiento estancado en algunas especies sometidas a competencia, frente a grandes tasas de crecimiento en las especies más competitivas) puede ser inferida a través del análisis comparativo de los patrones de crecimiento.

Sensibilidad al estrés ambiental: la respuesta al estrés ambiental de las diferentes especies que coexisten en un bosque es un indicador de cómo evolucionará la comunidad en condiciones de mayor estrés, como pueden ser las condiciones impuestas por un eventual cambio climático. La relación existente entre la tasa de crecimiento y factores de estrés, como pueden ser índices anuales

de sequía o de disponibilidad hídrica en el suelo, para las diferentes especies, puede ser estudiada mediante la extracción de testigos y análisis dendroclimáticos al uso.

#### **D) Indicadores de riesgos y amenazas**

Presencia de especies introducidas: las especies de fauna y flora introducidas pueden actuar como competidores frente a las especies oriundas, e incluso pueden afectar gravemente a la biodiversidad de los ecosistemas naturales. Algunas especies llamadas invasoras pueden reemplazar a las especies naturales dominantes, transformando drásticamente la composición, estructura y función de los tipos de hábitat de interés comunitario. Una cuantificación de la abundancia y cobertura de las especies introducidas sería un evaluador del estado de conservación del tipo de hábitat.

Utilización comercial: los tipos de hábitat forestales pueden ser utilizados comercialmente para la extracción de maderas, setas, otras especies de fauna y flora. Una cuantificación de la intensidad de explotación de cada tipo de recurso extraído y sus efectos sobre la tasa de renovación del mismo, serán indicadores del estado de conservación.

Efectos de la actividad ganadera: el ganado a menudo somete a la vegetación a una intensa presión por pisoteo y ramoneo de plántulas de las especies arbóreas dominantes, así como a arbustos y herbáceas del sotobosque. Estos efectos pueden cuantificarse estudiando la densidad de la regeneración de árboles y arbustos, así como mediante la importancia de gramíneas pratenses dependientes del ganado.

Efectos de la polución: la mortalidad de árboles y la presencia de síntomas de enfermedad y decaimiento son a veces consecuencia de la deposición de contaminantes. En áreas sometidas a polución, una cuantificación de estos efectos es indicador del estado de conservación del tipo de hábitat.

Efectos de plagas y enfermedades: algunas plagas como por ejemplo insectos defoliadores, barrenadores, hongos, etc., pueden constituir perturbaciones naturales que afectan periódicamente a los tipos de hábitat forestales. Sin embargo, los efectos de estas plagas en las condiciones impuestas por el manejo humano, con una importante transformación del

hábitat, pueden tener efectos mucho más devastadores que en condiciones naturales. Una cuantificación de estos efectos, en el caso de que sean observados, proporciona información sobre el estado de conservación y las perspectivas de perpetuación del tipo de hábitat.

Efectos de las actividades recreativas: efectos como el pisoteo, rotura de vegetación, alteración de la flora y las redes de drenaje como consecuencia de vías pedestres, pérdida de suelo por erosión o efectos de fuegos para barbacoas son algunas de las consecuencias de las actividades recreativas. En caso de considerarse relevante, una cuantificación de estos impactos puede contribuir a evaluar el estado de conservación del tipo de hábitat.

Longitud y área influida por vías de comunicación, líneas de alta tensión, etc.: en algunos tipos de hábitat este factor puede representar impactos relevantes derivados de las alteraciones propias del efecto de borde que sigue a la construcción de vías de comunicación, cortafuegos, etc. (modificación del suelo y el dosel, penetración de especies invasoras, riesgo de incendios, entrada de basuras y otros residuos, pisoteo, etc.).

Distancia a explotaciones mineras, núcleos urbanos, áreas industriales, etc.: en áreas urbanas y peri-urbanas existe el riesgo añadido derivado de la proximidad a focos de actividades nocivas para el medio, causantes de riesgos ambientales y emisoras de contaminantes. Puede determinarse la distancia a éstos a partir de la información contenida en un sistema de información geográfica.

#### **E) Indicadores de protección**

Superficie bajo protección estricta: valor absoluto y porcentaje de superficie del parche de hábitat incluida en un Parque Nacional, Parque Natural, Monumento Natural, etc. Calculada mediante la cartografía digital de distribución del tipo de hábitat contenida en un sistema de información geográfica.

Superficie cubierta por la red Natura 2000: valor absoluto y porcentaje de superficie del parche de hábitat incluida en espacios pertenecientes a la red Natura 2000. Calculada mediante la cartografía digital de distribución del tipo de hábitat contenida en un sistema de información geográfica.



Superficie total bajo alguna figura de protección: valor absoluto y porcentaje de superficie del parche de hábitat incluida en alguna otra figura de protección local. Calculada mediante la cartografía digital de distribución del tipo de hábitat contenida en un sistema de información geográfica.

### Indicadores seleccionados para evaluar el estado de conservación de los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno

La recomendación de la Comisión Europea sobre evaluación del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario es la elección de unos pocos indicadores prácticos, fácilmente cuantificables e interpretables, sensibles a las influencias ambientales y a los cambios ecológicos y rentables de medir en términos económicos (European Commission 2005. Note to the Habitat Committee. Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3)). Siguiendo esta recomendación, pro-

ponemos la utilización de una selección de indicadores de entre los anteriormente expuestos.

#### 1. Tipo estructural y estado sucesional

- Tipo: estructural.
- Aplicabilidad: obligatoria.
- Propuesta de métrica: según la tipificación previamente descrita de tipos estructurales y estados sucesionales, fácilmente reconocibles en el campo (ver *Tipos estructurales* y *Estados sucesionales* más arriba en este mismo apartado), se determinará si una unidad de hábitat es de tipo “bosque alto maduro”, “bosque secundario en transición demográfica”, etc. Si se dispone de una cartografía previa que incluya esta tipificación, este indicador estaría disponible a priori para cualquier unidad del hábitat.
- Procedimiento de medición: mediante determinación directa en el campo.
- Estado de conservación: condición de referencia determinada por un estado de conservación óptimo para bosque alto o adeshado en estado maduro.

Estado sucesional	Tipo estructural			
	Bosque alto	Adehesado	Secundario	Coppice
Maduro	F	F	F	D-I
Transición	F	F	D-I	D-M
Exclusión	F	D-I	D-I	D-M
Iniciación	D-I	D-M	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

Tabla 3.3

Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en tipos estructurales y estados sucesionales.

#### 2. Tamaño y aislamiento de las unidades de hábitat

- Tipo: estructural.
- Aplicabilidad: obligatoria.
- Propuesta de métrica: fácilmente cuantificables si se dispone de una cartografía detallada en formato digital. Indicadores de la capacidad del tipo de hábitat para preservar la biodiversidad, amortiguar los efectos de perturbaciones, perpetuarse en el futuro y expandirse. Necesariamente derivada de una cartografía nacional

de calidad en formato digital. Como alternativa se puede medir a partir de cartografías manuales realizadas mediante fotos aéreas y trabajo de campo.

- Procedimiento de medición: se considerará cada unidad de hábitat cartografiada que esté separada de otra unidad del mismo tipo de hábitat. Se calculará el tamaño (área total) y el aislamiento (distancia al vecino más próximo) de la unidad a partir de un sistema de información geográfica mediante el programa informático FRAGS-TATS (García *et al.*, 2003).

- e) Estado de conservación: estado de conservación: condiciones de referencia para bosques mixtos montanos de Asturias (García *et al.*, 2003): (i) área media de 2,25 ha y (ii) distancia media al vecino más próximo de 0,5 km (ver tabla 3.4).

Área (ha)	Distancia al vecino más próximo (km)		
	< 0,5	0,5 a 2	> 2
> 5	F	F	D-I
2,25 a 5	F	D-I	D-M
< 2,25	D-I	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

**Tabla 3.4**

**Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en tamaño y aislamiento de las unidades de hábitat.**

### 3. Composición de especies vegetales

- Tipo: estructural.
- Aplicabilidad: obligatoria.
- Propuesta de métrica: listado de las especies arbóreas y arbustivas que componen el dosel, y de las especies trepadoras y herbáceas del sotobosque (ver apartado 2.5 Exigencias ecológicas, Especies diagnósticas). Es un indicador de biodiversidad, directamente de las plantas vasculares e indirectamente de los organismos dependientes de la variedad de recursos y microhábitats existentes en el dosel y el sotobosque.
- Procedimiento de medición: elaboración de un listado completo de las plantas vasculares existentes en cada unidad de hábitat.
- Estado de conservación: condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en número medio de especies (estimado a partir de 35 inventarios florísticos en: Rivas-Martínez *et al.*, 1984; Fernández Prieto & Vázquez, 1987; Rivas-Martínez & Loidi, 1987-88): (i) el número de especies arbóreas y arbustivas en el dosel varía entre 3 y 12, con un promedio de 8; (ii) el número de especies trepadoras y herbáceas del sotobosque varía entre 11 y 33, con un promedio de 22. (ver tabla 3.5).

Especies del dosel (n.º)	Especies del sotobosque (n.º)		
	> 26	18 a 26	< 18
> 9	F	F	D-I
6 a 9	F	D-I	D-M
< 6	D-I	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

**Tabla 3.5**

**Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en composición de especies vegetales.**

### 4. Distribución de tamaño

- Tipo: estructural.
- Aplicabilidad: obligatoria.
- Propuesta de métrica: distribuciones de tamaños de las especies arbóreas dominantes en el dosel. Es un indicador del grado de madurez (tendencia a una distribución balanceada de tamaños) y de la capacidad de perpetuación del tipo de hábitat (disponibilidad de individuos de pequeño tamaño).
- Procedimiento de medición: establecer mediante brújula y cinta métrica o medidor ultrasónico transectos paralelos separados 25 m entre sí a lo



largo de la máxima pendiente, tal que cubran la unidad del hábitat de forma homogénea. Establecer puntos de muestreo equidistantes 20 m entre sí sobre los transectos, desechando los puntos inicial y final que se encuentren a menos de 25 m del borde de la unidad de hábitat. Partiendo de cada punto de muestreo, trazar una línea perpendicular al transecto de forma que se divida el área cuadrada de 10 × 10 m que rodea a cada punto de muestreo en cuatro cuartos (método de los cuartos centrados en un punto: Cottam & Curtis, 1956; ver la figura 3.3).

En cada uno de los cuartos (I, II, III y IV en la figura anterior) seleccionar el individuo con un diámetro del tronco mayor o igual a 2 cm más próximo al punto central, identificarlo por especie, medir su diámetro a 1,30 m sobre el suelo y medir la distancia que lo separa del punto central (líneas de puntos en la figura anterior). Medir los diámetros de un mínimo de 100 individuos. En caso de que la densidad del arbolado sea baja, se pueden seguir seleccionando, identificando y midiendo el segundo, tercero, cuarto, etc. árboles más próximos al punto cen-

tral. Conviene dejar marcados los puntos de muestreo de forma permanente para futuros remuestreos. El método también permite estimar la densidad, área basal y frecuencia absolutas y relativas, y obtener un valor de importancia por especie. Para ver las fórmulas de cálculo de estos parámetros, según el método de los cuartos centrados en un punto, consultar:

- <http://people.hws.edu/mitchell/PCQM.pdf>
- [www.plantbio.ohiou.edu/epb/instruct/ecology/lab3.pdf](http://www.plantbio.ohiou.edu/epb/instruct/ecology/lab3.pdf)

- e) Estado de conservación: la condición de referencia es un bosque maduro con distribución balanceada de tamaños y representación equilibrada de individuos de pequeño y gran tamaño (ajuste a una distribución en “J” tumbada). Los valores % umbral definitivos deberán ser calibrados con los datos funcionales obtenidos en futuros muestreos. Como orientación se proponen los valores: 10 y 40% para árboles pequeños (< 15 cm), 5 y 15% para los grandes (> 60 cm).

% árboles < 15 cm	% árboles > 60 cm		
	> 15	5 a 15	< 5
> 40	F	F	D-I
10 a 40	F	D-I	D-M
< 10	D-I	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

Tabla 3.6

Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en distribución de tamaño.

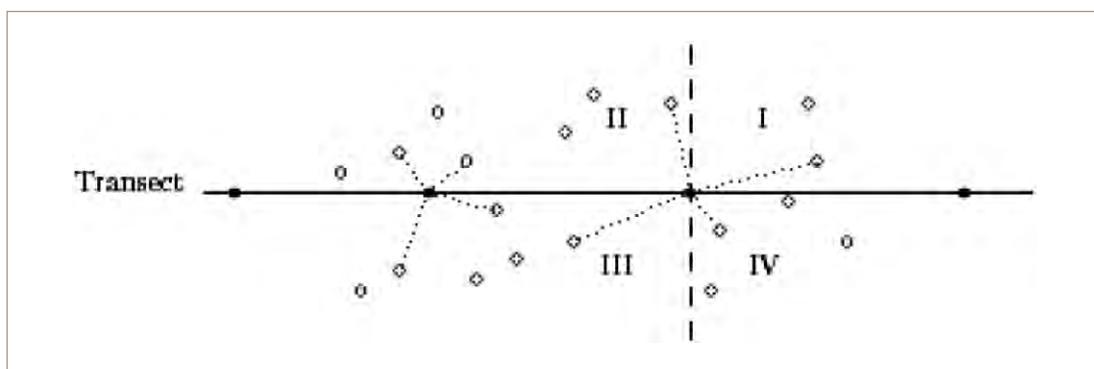


Figura 3.3

Método de los cuartos centrados en un punto.

## 5. Distribución de edad

- a) Tipo: estructural.
- b) Aplicabilidad: recomendada.
- c) Propuesta de métrica: elaborar la distribución de edades de las especies arbóreas dominantes en el dosel. Es un indicador del grado de madurez (distribución de edades monotónica descendente en formaciones maduras y unimodal en formaciones jóvenes), de los patrones de regeneración y de tendencias sucesionales.
- d) Procedimiento de medición: en los mismos individuos seleccionados en el apartado anterior mediante el método de cuartos centrados en un punto, o en una submuestra aleatoria de los mismos, extraer testigos de madera mediante barrena manual Pressler a una altura estándar de 30 cm intentando interceptar la médula del árbol. Los testigos son procesados en laboratorio, fijados en soportes de madera, pulidos y los anillos de crecimiento datados para obtener una estimación de la edad individual. Elaborar las correspondientes distribuciones de edad agrupando los árboles en clases de 10 años de amplitud y obtener los ajustes a una función de Weibull por regresión de mínimos cuadrados.
- e) Estado de conservación: la condición de referencia es un bosque maduro que presenta una distribución balanceada, monotónica descendente de las clases de edad (valor del parámetro de forma  $c$  en la distribución de Weibull  $< 1$ ). Condiciones alternativas: (i) distribución unimodal de una masa joven con parámetro  $1 < c < 3,6$ ; (ii) distribución ascendente de una masa envejecida sin regeneración con parámetro  $c > 3,6$ . Para una descripción del cálculo del ajuste a la función de Weibull véanse los artículos insertados en la dirección [www.barringer1.com/wa.html](http://www.barringer1.com/wa.html)
  - Favorable: parámetro  $c$  en función de Weibull  $< 1$ .
  - Desfavorable-inadecuado: parámetro  $c$  en función de Weibull  $> 1$  y  $< 3,6$ .
  - Desfavorable-malo: parámetro  $c$  en función de Weibull  $> 3,6$ .

## 6. Cantidad y clase de madera muerta

- a) Tipo: funcional.
- b) Aplicabilidad: obligatoria.
- c) Propuesta de métrica: se recomienda la metodología empleada en Nordén *et al.*, 2004) para cuantificar el volumen de madera muerta incluida en transectos de 10 m de anchura. Indicador de la biodiversidad de organismos saproxílicos dependientes y de la capacidad de reciclado de nutrientes.
- d) Procedimiento de medición: a partir de los transectos dispuestos en las unidades de hábitat para la estimación del indicador “Distribución de tamaño”, se delimitan franjas de muestreo de la madera muerta de 10 m de anchura (5 m a cada lado del transecto lineal). Las franjas se dividen en segmentos de 20 m de largo y en cada segmento se ubica al azar un rectángulo de  $2 \times 2,5$  m para el censo de madera fina sobre el suelo (ver la figura siguiente). Clasificación de la madera muerta en fina (diámetro de 1 a 10 cm) y gruesa (diámetro  $> 10$  cm). Madera fina sobre el suelo cuantificada en las cuadrículas de  $2 \times 2,5$  m, madera gruesa cuantificada en toda la superficie de las franjas. Madera gruesa clasificada en: madera en pie, madera sobre árboles vivos, caída sobre el suelo y tocones. Medir la longitud de los troncos caídos en que el diámetro sea  $> 10$  cm y medir el diámetro en la parte media. Volumen estimado para cada tronco como  $V = L\pi D^2/4$  (V: volumen, L: longitud, D: diámetro). Volumen de madera en pie estimado a partir de la altura y el diámetro. Recuento y medición de los tocones. Recolección de la madera fina en las cuadrículas de  $2 \times 2,5$  m, medición de la longitud y el diámetro medio, y cálculo del volumen según la fórmula anterior.
- e) Estado de conservación: condición de referencia tomada de 25 bosques mixtos con roble del sur de Suecia, con entre 112 y 165 años de edad (Nordén *et al.*, 2004), con un promedio de  $26 \text{ m}^3/\text{ha}$  de madera muerta, de la cual el 54% del volumen total es madera gruesa ( $> 10$  cm). (Tabla 3.7).

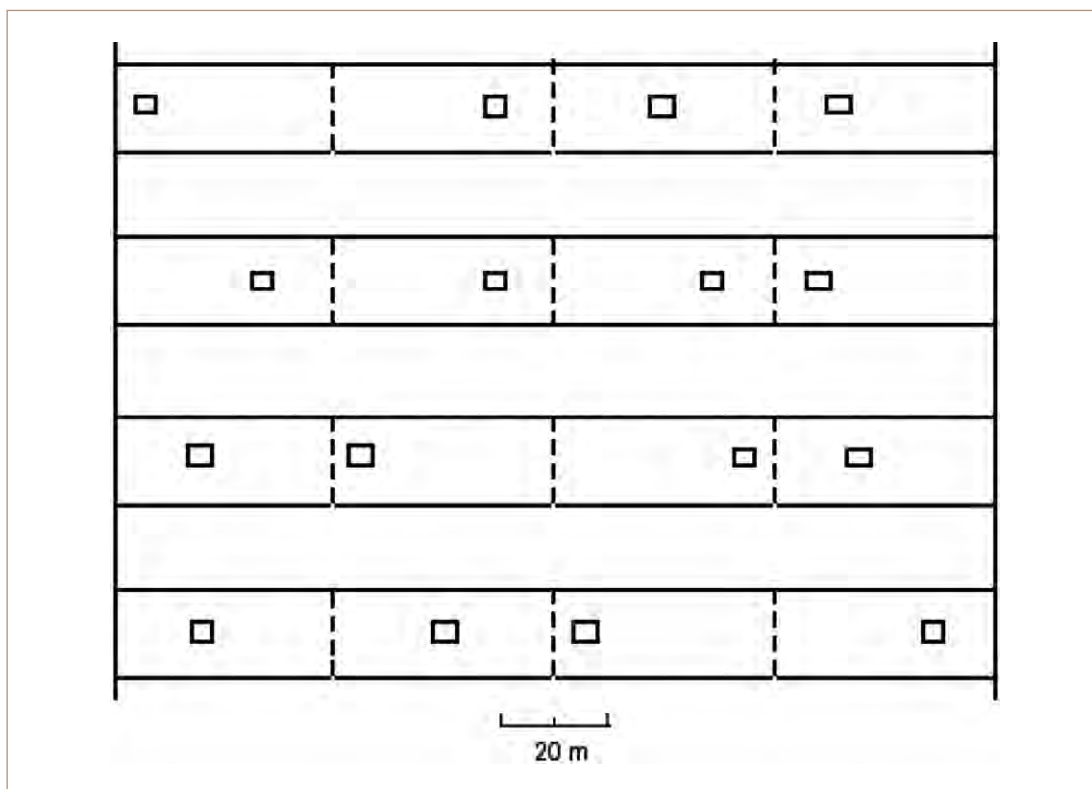


Figura 3.4

Franjas de muestreo de la madera muerta.

% madera gruesa	Volumen total de madera muerta (m <sup>3</sup> /ha)		
	> 40	10 a 40	< 10
> 55	F	F	D-I
35 a 55	F	D-I	D-M
< 35	D-I	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

Tabla 3.7

Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno, en cantidad y clase de madera muerta.

### 7. Patrones de crecimiento

- Tipo: funcional.
- Aplicabilidad: recomendada.
- Propuesta de métrica: extracción de testigos de madera y cuantificación de la variación temporal de la tasa de crecimiento (análisis dendrocronológico de las tendencias del crecimiento y de cambios bruscos derivados de perturbaciones en el dosel).
- Procedimiento de medición: en los mismos testigos extraídos para la estimación de las edades (ver Indicador: distribución de edad) se miden las series de crecimiento bajo lupa binocular, mediante plataforma de medición de incrementos conectada a un ordenador. Análisis de las tendencias del crecimiento, mediante ajustes a modelos lineales. El estimador de la tendencia del crecimiento es la pendiente media de los ajustes lineales individuales. Pendiente negativa indica masas con compe-

tencia creciente (estados inicial y de exclusión de fustes), pendientes próximas a cero o positivas, indican dosel en equilibrio y perturbaciones que abren huecos en el dosel (estado maduro). Cálculo del número medio de liberaciones (porcentaje de cambio en el crecimiento > 50% al comparar períodos consecutivos de 10 años) por individuo (Nowacki & Abrams, 1997).

e) Estado de conservación: condiciones de referencia a determinar en muestreos a realizar en el futuro. Se aportan valores estimados a priori, como pendiente < -0,2 (estado inicial) y > 0,2 (estado maduro) para las tendencias de crecimiento, y un valor medio de 8 liberaciones bruscas del crecimiento cada 100 años para un bosque maduro (Tabla 3.8).

Pendiente del crecimiento	Número de liberaciones cada 100 años		
	> 12	4 a 12	< 4
> 0,2	F	F	D-I
-0,2 a 0,2	F	D-I	D-M
< -0,2	D-I	D-M	D-M

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

**Tabla 3.8**

**Condiciones de referencia para los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno en patrones de crecimiento.**

### 8. Sensibilidad a estrés climático

- Tipo: funcional.
- Aplicabilidad: recomendada.
- Propuesta de métrica: estandarización de las series de crecimiento, maximización de la señal climática de alta frecuencia y cálculo de las correlaciones con variables ambientales de tipo climático (sequía estival, temperatura invernal, precipitación total anual, etc.). Indicador de la sensibilidad de cada especie a las condiciones impuestas por un eventual cambio climático.
- Procedimiento de medición: a partir de las series de crecimiento medidas para evaluar los patrones de crecimiento (ver Indicador: patrones de crecimiento) se realiza una estandarización completa: eliminación de la tendencia biológica, de las señales de competencia y perturbación, y maximización de la señal ambiental de alta frecuencia. Los residuos resultantes se promedian para calcular una cronología para cada especie arbórea. Cálculo de las correlaciones con variables ambientales de tipo climático (sequía estival, temperatura invernal, precipitación total anual, etc.).
- Estado de conservación: condiciones de referencia para la respuesta esperada en una especie insensible al estrés climático, expresada mediante el coeficiente de determinación de la función de respuesta climática ( $R^2 < 0,2$ ).

- Favorable: más del 50% de las especies arbóreas con  $R^2 < 0,2$ .
- Desfavorable-inadecuado: del 30% al 50% de las especies con  $R^2 < 0,2$ .
- Desfavorable-malo: menos del 30% de las especies con  $R^2 < 0,2$ .

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

Un estado de conservación favorable debe comprender unidades de hábitat en estado maduro de tamaño grande y poco aisladas respecto a tipos de hábitat vecinos. Diversidad máxima de especies en el dosel y el sotobosque, estructura de tamaños balanceada, con abundante representación de individuos jóvenes y algunos árboles viejos. Abundancia de madera muerta, tanto sobre el suelo, como en forma de árboles muertos en pie y tocones. Diversidad de patrones de crecimiento y especies con poca sensibilidad al estrés climático.

Aunque en este documento se aportan valores umbral provisionales para todos los índices propuestos, la recomendación es obtener estos valores umbral mediante datos empíricos, que deberían ser medidos en una muestra de unidades del hábitat relativamente amplia y que abarque toda su área de dis-

tribución en España. Probablemente, para algunos de los indicadores, no sea necesario fijar un valor umbral, sino que la tendencia temporal observada en sucesivos muestreos sería suficiente para evaluar si el tipo de hábitat ha alcanzado un estado de conservación favorable. En el caso de los bosques pirenaico-cantábricos con roble y fresno, por tanto, el protocolo para determinar el estado de conservación debe incluir al menos:

1. Cartografía digital de calidad que abarque toda el área de distribución del tipo de hábitat a escala nacional, especificando no solo su distribución geográfica, sino también su tipo estructural y su estado sucesional (ver Tipos estructurales y estados sucesionales en el apartado anterior).
2. Medición de los indicadores anteriores en una muestra estadísticamente representativa de unidades del hábitat (al menos 50 unidades de hábitat), que abarquen toda la variabilidad de tipos estructurales y estados sucesionales, clasificándolas en orden ascendente, en función de los valores obtenidos. Se comprobará la validez de cada índice, que deberá ser máximo en los tipos de hábitat de bosque alto maduro.
3. Determinación de los valores umbral mínimos de cada indicador, indicativos de un estado de conservación favorable, desfavorable-inadecuado y desfavorable-malo, en función de la ordenación de los índices previamente obtenida.
4. Establecimiento de una red de monitorización, que incluya un número suficientemente elevado de unidades de hábitat dispuestas por toda el área de distribución del hábitat a escala nacional (al menos 100 unidades de hábitat). El desarrollo de índices globales de evaluación que incluyan a los indicadores más significativos, o que mejor permiten diferenciar el estado favorable

de conservación, permitirá cuantificar el estado de conservación de cada unidad de hábitat.

La valoración final del estado de conservación del tipo de hábitat será una combinación de las valoraciones parciales derivadas de cada indicador.

Indicadores estructurales:

1. Tipo estructural y estado sucesional (obligatorio).
2. Tamaño y aislamiento de las unidades de hábitat (obligatorio).
3. Composición de especies vegetales (obligatorio).
4. Distribución de tamaño (obligatorio).
5. Distribución de edad (recomendado).

Indicadores funcionales:

6. Cantidad y clase de madera muerta (obligatorio).
7. Patrones de crecimiento (recomendado).
8. Sensibilidad a estrés climático (recomendado).

A cada uno de los índices se le asignarán tres valores en función de sus resultados individuales: 0 = desfavorable-malo, 1 = desfavorable-inadecuado, 2 = favorable). La máxima evaluación conseguida por una unidad de hábitat sería 16 si se evalúan todos los índices, 10 si solo se evalúan los índices obligatorios, y la mínima evaluación sería 0. Se considerará que el estado global es desfavorable-malo si obtiene menos del 50% de los puntos posibles (en función de las variables evaluadas), desfavorable-inadecuado si se obtiene del 50 al 75% de los puntos posibles, y adecuado si se obtiene valores superiores al 75%. La evaluación del estado de conservación de una unidad de hábitat será pues:

Indicadores evaluados	Evaluación de una unidad de hábitat		
	D-M	D-I	F
Todos	< 8	8 a 12	> 12
Obligatorios	< 5	5 a 8,5	> 8,5

F: Favorable; D-I: Desfavorable-inadecuado; D-M: Desfavorable-malo.

**Tabla 3.9**

**Estado de conservación del tipo de hábitat resultado de la combinación de la valoración parcial derivada de cada indicador.**

La valoración regional o a escalas mayores se hará atendiendo a esta misma regla, pero ponderando en función del número total de unidades de hábitat evaluadas. El cálculo de un indicador general del estado de conservación para este tipo de hábitat, dado que no existe información disponible sobre ninguno de los indicadores relativos a estructura y función propuestos, es imposible. En espera, que se implementen los protocolos de evaluación de la ca-

lidad del tipo de hábitat, se considera que la calidad de este tipo de hábitat es desfavorable-malo en la mayor parte de su área de distribución, debido a que más del 50% de las representaciones del tipo de hábitat son de bosque tipo *coppice* o secundario en estados sucesionales iniciales, con unidades de hábitat muy fragmentadas, de pequeño tamaño y muy aisladas entre sí, y con muy escasa cantidad de madera muerta de un tamaño > 10 cm de diámetro.

VALORACIÓN		VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA		REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U2	Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U2

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

Tabla 3.10

Valoración de la estructura y funciones específicas del tipo de hábitat 9160 en España para las regiones biogeográficas Alpina y Atlántica.

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

El remuestreo periódico de la red de monitorización deberá servir para evaluar la evolución temporal del grado de conservación. Se incluirán unidades de hábitat pertenecientes a la red Natura 2000, unidades con diferente grado de protección, así como unidades no protegidas. El número de unidades de hábitat incluidas en esta red permanente de monitorización deberá ser de al menos 100. Los muestreos deberían cubrir las obligaciones exigidas por la Comunidad Europea en cuanto a informes sobre evaluación del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario. Estos informes deben ser remitidos cada 6 años. Sin embargo, un muestreo de la red de monitorización cada 6 años puede ser excesivo, ya que los procesos ecológicos que influyen sobre la estructura y función de los ecosistemas forestales manifiestan sus efectos a más largo plazo. La división de la red en dos submuestras de 50 unidades de hábitat, y la monitorización de cada una de las submuestras cada 12 años, es una alternativa más viable para establecer un sistema de vigilancia a escala nacional. Este diseño proporcionaría información cada 6 años, en un período de tiempo más acorde con la escala temporal de los procesos relevantes para el estado de conservación del tipo de hábitat.

La selección de estas unidades de hábitat no puede establecerse a priori sin disponer de una cartografía detallada de la distribución del tipo de hábitat, que incluya tipos estructurales, estados sucesionales y figuras de protección. La selección debería realizarse al azar entre la totalidad de los puntos potencialmente muestreables a lo largo de toda su área de distribución.

#### Establecimiento del sistema de vigilancia

Selección, mediante muestreo estratificado al azar, de los puntos de muestreo a partir de un sistema de información geográfica, donde se especifiquen el tipo estructural, estado sucesional y figura de protección para cada unidad de hábitat. Una vez establecidas las coordenadas de las unidades de muestreo, se localizarán éstas en el campo y se diseñará el muestreo de cada una, mediante transectos paralelos separados 25 m entre sí, orientados en la dirección de máxima pendiente, mediante brújula y cinta métrica o medidor ultrasónico, tal que cubran la unidad del hábitat de forma homogénea. Establecer puntos de muestreo equidistantes 20 m entre sí sobre los transectos, desechando los puntos inicial y final que se encuentren a menos de 25 m del borde de la unidad de hábitat. En estos puntos se clavarán rejoncillos metálicos en el terreno, que permitan reubicar posteriormente estos mismos puntos. Partiendo

de cada punto de muestreo, trazar una línea perpendicular al transecto, de forma que se divida el área cuadrada de 10 × 10 m que rodea a cada punto de muestreo en cuatro cuartos, de acuerdo con el método de los cuartos centrados en un punto.

A lo largo de los transectos se realizará el censo de especies vegetales (especies del dosel que cubran parcialmente la línea del transecto, especies del sotobosque que contacten con la línea del transecto). Los puntos de muestreo servirán para seleccionar los árboles medidos y muestreados para análisis de las distribuciones de tamaño y edad, así como para estudiar los patrones de crecimiento y la sensibilidad climática. A partir de los transectos dispuestos en las unidades de hábitat, se delimitarán franjas de muestreo de la madera muerta de 10 m de anchura (5 m a cada lado del transecto lineal). Las franjas se dividirán en segmentos de 20 m de largo y en cada segmento se ubicará al azar un rectángulo de 2 × 2,5 m para el censo de madera fina sobre el suelo

Para la división del trabajo en tareas, que incluyan, tanto trabajo de campo, como de gabinete, se seguirá el siguiente esquema:

### Primera evaluación

50 unidades de hábitat muestreadas en 6 años, las siguientes 50 unidades en los siguientes 6 años.

1. Selección de los puntos de muestreo a partir de cartografía digital del área de distribución. El indicador “2. Tamaño y aislamiento de las unidades de hábitat” (obligatorio) puede ser evaluado a priori, si disponemos de una cartografía digital de calidad.
2. Localización en campo de las unidades de hábitat y establecimiento de transectos y puntos de muestreo. El indicador “1. Tipo estructural y estado sucesional” (obligatorio) puede ser evaluado en este paso mediante determinación sobre el terreno del tipo estructural y el estado sucesional.
3. Censo de especies de plantas vasculares y medición de distribuciones de tamaño. Los indicadores “3. Composición de especies vegetales” (obligatorio) y “4. Distribución de tamaño” (obligatorio) se obtendrán de esta tarea. Cualquier otro índice adicional derivado de un

muestreo basado en transectos (heterogeneidad del dosel y del sotobosque, área ocupada por claros, frecuencia y densidad de especies introducidas, etc.) puede ser evaluado en esta tarea.

4. Establecimiento a partir de los transectos de franjas para muestreo de madera muerta de tamaño grande, y de cuadrículas para muestreo de madera muerta de tamaño pequeño. El indicador “6. Cantidad y clase de madera muerta” (obligatorio) quedaría calculado a partir de esta tarea.

Con estas cuatro tareas se habrán obtenido todos los indicadores obligatorios imprescindibles para la evaluación del estado de conservación de la estructura y función de la unidad de hábitat.

5. Muestreo de testigos de madera, estimación de edades y análisis de los patrones de crecimiento y la sensibilidad climática. Los indicadores “5. Distribución de edad” (recomendado), “7. Patrones de crecimiento” (recomendado) y “8. Sensibilidad a estrés climático” (recomendado) se obtendrán de esta tarea.

### Evaluaciones subsiguientes

Remuestreo de cada unidad de hábitat cada 12 años, inclusión de los resultados obtenidos de cada submuestra de 50 unidades, en los informes a aportar a la Comunidad Europea cada 6 años.

Únicamente sería necesario realizar las actividades “3). Censo de especies de plantas vasculares y medición de distribuciones de tamaño” y “4”). Muestreo de madera muerta” cada 6 años. Asimismo, sería necesario actualizar la cartografía de distribución del tipo de hábitat al menos cada 12 años, o alternativamente monitorizar el área de distribución de cada unidad de hábitat, muestreado a partir de análisis de imagen por fotografías aéreas, para obtener los indicadores obligatorios “1. Tipo estructural y estado sucesional” y “2”. Tamaño y aislamiento de las unidades de hábitat”. Todos los indicadores obligatorios quedarían así cubiertos en las evaluaciones subsiguientes.

### Viabilidad

Cartografía digital del área de distribución: esta actividad consumiría bastantes recursos económicos y dedicación temporal. Probablemente la formación



de equipos locales que en cada región o comunidad autónoma lleven a cabo la cartografía de cada hábitat, tipo estructural y estado sucesional, sea la mejor alternativa.

Primera evaluación: el diseño del muestreo y la selección de las unidades de hábitat a evaluar deberían realizarse a nivel nacional, de forma que cada red de evaluación y seguimiento se establezca para toda el área de distribución del hábitat. La evaluación de las unidades deberían realizarla equipos especializados en cada tipo de hábitat, de forma que los evaluadores de cada hábitat apliquen criterios homogéneos a lo largo de su área de distribución. Indudablemente la primera evaluación sería la que más recursos consumiría, ya que es necesario invertir más tiempo y esfuerzo en localizar las unidades de hábitat, establecer los transectos, puntos de muestreo y franjas para madera muerta, y proceder al barrenado, en caso de tomarse en consideración los indicadores recomendados. Un equipo de 3-4 personas, con la cualificación suficiente, debería poder establecer los transectos y obtener de una localidad los datos necesarios para calcular los indicadores obligatorios en dos días. Dado que en la primera evaluación es necesario evaluar 50 unidades de hábitat cada 6 años, pongamos en 5 años, es decir 10 unidades por año, únicamente sería necesario dedicar 20 días por año para una primera evaluación de este tipo de hábitat. Dado que se evaluarían 50 unidades en el primer plazo de 6 años y otras 50 nuevas unidades en el siguiente plazo, este esfuerzo sería necesario mantenerlo durante los primeros 12 años.

Evaluaciones subsiguientes: puesto que en las evaluaciones subsiguientes sólo sería necesario medir los indicadores relativos a composición, distribución de tamaño y madera muerta, un equipo de 3-4 personas podría evaluar cada unidad de hábitat en un solo día. Por tanto, sólo sería necesario dedicar 10 días por año para la evaluación subsiguiente del estado de este tipo de hábitat. Este esfuerzo se realizaría a partir de los primeros 12 años, momento en que comiencen a remuestrearse las unidades de hábitat 12 años después de la primera evaluación. Estos remuestreos se realizaría correlativamente en el mismo orden en que se realizó la primera evaluación, de manera que las primeras 10 unidades de hábitat evaluadas sean nuevamente muestreadas a los 12 años, las siguientes 10 unidades un año después, y así sucesivamente.

### 3.4. EVALUACIÓN DE LAS PERSPECTIVAS DE FUTURO

No existen previsiones sobre las perspectivas de futuro del tipo de hábitat “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno” en un contexto de cambio global, que incluya una modificación sustancial de parámetros ambientales derivada del calentamiento climático. En un contexto de cambio global es previsible que los cinturones de vegetación asciendan altitudinalmente, aunque dada la poca importancia de la altitud sobre la distribución del tipo de hábitat y su asociación a tipos de sustrato determinados, el cambio climático no debería tener efectos muy significativos sobre la distribución de este tipo de hábitat.

Un trabajo previo indica que los cambios de utilización del medio por las sociedades humanas han afectado decisivamente a la regeneración y la dinámica de bosques caducifolios de la zona cantábrica (Rozas, 2003). Previsiblemente, una disminución en la intensidad de utilización de los recursos forestales (talas y pastoreo) implicaría una promoción de la regeneración natural del arbolado, la extensión del área de distribución del mismo a partir del establecimiento de bosque secundario, y un avance de las masas existentes hacia estados sucesionales más avanzados. Algunos de los graves problemas para la perpetuación y conservación de estos bosques mixtos, como son el elevado grado de fragmentación del tipo de hábitat y la escasez de regeneración, podrían verse superados si disminuye la intensidad de las perturbaciones humanas. Es previsible, por tanto un aumento en el área de distribución del tipo de hábitat con el tiempo, especialmente en áreas montanas donde la disminución de la población es más evidente.

Sin embargo, el cese de la gestión tradicional puede tener consecuencias negativas desde el punto de vista de la conservación. Como ya se ha dicho previamente en otros apartados, tipos culturales, como son los bosques adhesados desmochados, presentan características propias del bosque maduro (árboles de gran tamaño y edad con abundantes huecos y madera muerta) que se han perdido en gran parte de las representaciones del “bosque pirenaico-cantábrico de roble y fresno”. Especies dependientes raras o amenazadas, especialmente saproxílicas y epífitas, pueden depender en gran medida de la preservación a largo plazo de este tipo cultural, que tiende a desaparecer por cese de la utilización tradicional.



Un eventual peligro para el futuro de este tipo de hábitat sería la utilización del suelo potencialmente recuperable para su transformación en plantaciones forestales de especies de crecimiento rápido, como eucaliptos o distintas especies de coníferas. En diversas ocasiones se ha promulgado la reconversión de suelos, actualmente utilizados para la producción de forraje para el ganado, en plantaciones forestales, como consecuencia de la reducción de las cuotas lecheras por parte de la Comunidad Europea. Este nuevo uso del suelo retrasaría considerablemente o incluso hipotecaría, la formación de unidades de hábitat suficientemente extensas y próximas a unidades vecinas, que permitiese recuperar el estado de conservación de este bosque mixto. Indudablemente, la realización de plantaciones forestales destinadas a facilitar la expansión de este tipo de hábitat en espacios protegidos, respetando algunas reglas para preservar la heterogeneidad del futuro dosel (realizar plantaciones en grupos, nun-

ca siguiendo un marco regular, y preservar al menos el 25% de la superficie sin reforestar, para facilitar distintos estadios sucesionales) contribuiría en gran medida a aumentar la superficie del tipo de hábitat 9160.

Tomando en cuenta las recomendaciones de gestión propuestas (ver el apartado “4 Recomendaciones para la conservación”) y todas las que se puedan derivar de la evaluación del estado de conservación y de un conocimiento más profundo de los procesos que determinan la estructura y función del tipo de hábitat “Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno”, sería posible en unas pocas décadas mejorar considerablemente el estado de conservación global del mismo. En especial son importantes los aspectos relacionados con el grado de fragmentación y la expansión del tipo de hábitat, la regeneración de especies del dosel, la cantidad de madera muerta y el mantenimiento de la diversidad estructural.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Perspectivas futuras	U1

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

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Perspectivas futuras	U1

Tabla 3.11

Valoración de las perspectivas de futuro del tipo de hábitat 9160 en España para las regiones biogeográficas Alpina y Atlántica.

### 3.5. EVALUACIÓN DEL CONJUNTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U2

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

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U2

Tabla 3.12

Evaluación del conjunto del estado de conservación del tipo de hábitat 9160 en España para las regiones biogeográficas Alpina y Atlántica.



## 4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Normas generales preliminares para favorecer el estado de conservación de los bosques pirenaico-cantábricos con roble y fresno:

1. La presencia de especies introducidas (por ejemplo *Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima*, *Castanea crenata*, *Quercus rubra*, coníferas, etc.) debe estar limitada a una proporción nunca superior al 20% del área basal total.
2. La regeneración natural debe ser favorecida mediante el control de las poblaciones de ungulados domésticos o silvestres.
3. La creación de claros pequeños o de tamaño moderado favorecerá la regeneración de las especies menos tolerantes a la sombra (*Tilia*, *Acer*), la creación de claros de mayor tamaño favorecerá la regeneración de las especies más tolerantes (*Quercus*, *Fraxinus*), la combinación de ambos tamaños de claro propiciará la heterogeneidad estructural en el futuro dosel.
4. La proporción de madera muerta de pequeño (generada por competencia en parches densos de árboles jóvenes) y gran tamaño (derivada de la muerte de árboles maduros por perturbaciones o senectud) debe ser mantenida por encima de unos umbrales mínimos.
5. Una proporción mínima del tipo de hábitat a escala nacional (por ejemplo 5 o 10% en reservas forestales) debería ser preservada garantizando una dinámica natural, como modelo de bosque maduro.
6. La transformación de cualquier fragmento del tipo de hábitat para otros usos debería requerir un permiso específico.
7. La repoblación de terrenos abiertos para favorecer la expansión del tipo de hábitat debe ser realizada con criterios que emulen la estructura y función naturales: plantación en grupos, nunca con un marco de plantación regular, preservación de al menos el 25% sin reforestar, para garantizar la heterogeneidad del futuro dosel, plantación con las especies localmente dominantes.
8. Preservación a largo plazo de las características de bosque abierto adeshado en aquellas unidades con esta característica, intentando emular el manejo silvo-pastoral tradicional de desmochado y aprovechamiento ganadero del sotobosque.





## 5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

### 5.1. BIENES Y SERVICIOS

Este tipo de bosque está estrechamente ligado a los sistemas tradicionales de utilización del bosque por las poblaciones humanas. Los principales bienes y servicios que proporciona a las comunidades rurales se centran pues en el manejo tradicional. La obtención de leñas, materia prima para la fabricación de aperos y útiles de uso tradicional, y el uso del sotobosque para el pasto del ganado, son los principales servicios proporcionados por este tipo de hábitat. La utilización de este tipo forestal como fuente de forraje, bien por pastoreo del sotobosque o bien mediante el desmochado de las especies arbóreas, especialmente los fresnos, para la obtención de ramón para alimento estival del ganado, es generalizada, en especial en áreas de montaña. Los suelos sobre los que se asienta este tipo de hábitat son altamente productivos, por lo que han sido históricamente deforestados y transformados en praderas, terrenos de cultivo y asentamientos humanos.

### 5.2. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

1. Cartografía a escala nacional incluyendo parámetros estructurales: la cartografía disponible del área de distribución de este tipo de hábitat es muy parcial. Parece bastante fiable en Cantabria, Álava, Navarra, Palencia, Burgos y Cataluña, pero no se ha cartografiado su distribución en Asturias, Vizcaya y Guipúzcoa. Sería necesario realizar una cartografía a escala nacional, en que no sólo se delimitasen los distintos parches del hábitat, sino que se distinguiesen los tipos estructurales básicos del tipo de hábitat (tipo secundario post-cultural, tipo *coppice*, tipo exclusión de fustes, tipo de transición, tipo maduro, tipo adhesionado, tipo adhesionado con regeneración). Toda la información obtenida debería ser incluida en un sistema de información geográfica, cuya base de datos y cartografía digital estuviesen disponibles para realizar valo-

raciones del estado de conservación y seguimientos en el futuro.

2. Cuantificación y calibración de indicadores: los indicadores propuestos en este documento para la evaluación del estado de conservación de los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno son por el momento especulativos y no tienen una base empírica demostrada. Su aplicabilidad y potencial uso como evaluadores no han sido calibrados en este tipo de hábitat. La determinación del rango de variación y de los valores óptimos de los diferentes índices de valoración debería realizarse específicamente de forma empírica. Sería necesario medir los parámetros propuestos en un número suficientemente elevado de unidades del hábitat, abarcando todos los tipos estructurales de forma balanceada, ordenándolos jerárquicamente en función de los valores del índice. Este trabajo por sí mismo constituye una línea de investigación prioritaria, imprescindible para realizar una valoración y un seguimiento adecuados del estado de conservación del tipo de hábitat.
3. Estimación de los efectos de las perturbaciones de origen antrópico sobre la composición, estructura y función: puesto que los bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno constituyen un tipo de hábitat forestal históricamente influido por las actividades humanas, sería conveniente determinar en qué medida su estructura y función están determinadas por las perturbaciones de origen antrópico. En este sentido, podrían seleccionarse localidades control, donde los efectos del hombre se hayan reducido drásticamente o minimizado durante las últimas décadas, y otras localidades en que los usos tradicionales sigan manteniéndose. El impacto del sistema de manejo sobre la composición de especies, la estructura, la regeneración, el crecimiento, las tendencias sucesionales y la presencia de especies dependientes raras o en peligro, quedarían así patentes.
4. Estudio de los patrones de regeneración y la dinámica de las poblaciones arbóreas: el conocimiento de los mecanismos y procesos que

condicionan la estructura y dinámica de las poblaciones de especies dominantes en el dosel de este interesante tipo de bosque mixto, compuesto por numerosas especies plano-caducifolias, sería especialmente interesante en el contexto europeo, donde predominan los tipos forestales monoespecíficos o formados por un escaso número de especies dominantes. Esta línea de investigación debería desarrollarse en aquellas unidades de hábitat mejor conservadas, en que los procesos naturales de regeneración, competencia, facilitación, etc., se encuentren menos alterados por el manejo antrópico. La utilización de técnicas dendroecológicas para la estimación de las edades, análisis de los patrones de crecimiento y reconstrucción del régimen de perturbación, así como técnicas de análisis espacial de la regeneración y las interacciones, estarían espe-

cialmente indicadas para el desarrollo de esta línea de investigación.

La culminación de estas dos últimas líneas de investigación permitiría proponer medidas concretas de actuación, encaminadas a la conservación de determinados tipos culturales de gran valor ambiental, como son los tipos de bosque adhesado que, supuestamente, sustentan a una notable diversidad de organismos epífitos y saproxílicos raros o amenazados. Las medidas concretas de gestión orientadas hacia la perpetuación de los tipos de hábitat de interés comunitario, más concretamente aquellas que faciliten la regeneración de las especies de interés y retarden la sustitución de especies tempranas en la sucesión, como fresnos y robles, por especies más competitivas, como tilos o arces, deberían derivar de las conclusiones obtenidas en esta línea de investigación.



## 6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- AIZPURU, I. & CATALÁN, P., 1984. Presencia del carpe en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 41: 143-146. [www.rjb.csic.es/pdfs/Anales\\_41\(1\)\\_143\\_146.pdf?PHPSESSID=92b765b3ec9a55309acfadf65600f09a](http://www.rjb.csic.es/pdfs/Anales_41(1)_143_146.pdf?PHPSESSID=92b765b3ec9a55309acfadf65600f09a)
- BARTOLOMÉ, C., et al., 2005. *Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección general para la Biodiversidad.
- COTTAM, G. & CURTIS, J. T., 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451-460.
- DEVILLERS, P., DEVILLERS-TERSCHUREN, J. & VANDER LINDEN, C., 2001. *Palaeartic Habitats*. PHYSIS Data Base. 1996, last updated 1999.
- FERNÁNDEZ PRIETO, J. A. & VÁZQUEZ, V. M., 1987. Datos sobre los bosques asturianos orocantábricos occidentales. *Lazaroa* 7: 363-382. [www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA8585120363A.pdf](http://www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA8585120363A.pdf)
- FERNÁNDEZ PRIETO, J. A. & DÍAZ GONZÁLEZ, T. E., 2003. Las clasificaciones de los hábitats naturales de la Unión Europea y las Directivas Hábitats. Las formaciones leñosas altas atlánticas ibéricas. *Naturalia Cantabricae* 2: 25-32. [www.indurot.uniovi.es/areas/naturaliacantabricae/subsitio/Revistas/Diciembre%202003/clasificaciones.pdf](http://www.indurot.uniovi.es/areas/naturaliacantabricae/subsitio/Revistas/Diciembre%202003/clasificaciones.pdf)
- FERRIS, R. & HUMPHREY, J. W., 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313-328. [http://docstore.ingenta.com/cgi-bin/ds\\_deliver/1/u/d/ISIS/38376376.1/oup/foresj/1999/00000072/00000004/art00313/A2131E570C103DB71183374864FC82BA4871C7DFD4.pdf?link=www.ingentaconnect.com/error/deliver-y&format=pdf](http://docstore.ingenta.com/cgi-bin/ds_deliver/1/u/d/ISIS/38376376.1/oup/foresj/1999/00000072/00000004/art00313/A2131E570C103DB71183374864FC82BA4871C7DFD4.pdf?link=www.ingentaconnect.com/error/deliver-y&format=pdf)
- FOSTER, D. R., ORWIG, D. A. & MCLACHLAN J., 1996. Ecological and conservation insights from retrospective studies of temperate old-growth forests. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 419-424.
- FRELICH, L. E., 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press.
- GARCÍA, D., QUEVEDO, M., OBESO, J. R. & ABAJO A., 2005. Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 208: 29-43.
- HYMAN, J. B. & LEIBOWITZ, S. G., 2001. JSEM: a framework for identifying and evaluating indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 66: 207-232.
- IZCO, J., AMIGO, J. & GARCÍA-SAN LEÓN, D., 1999. Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa* 20: 29-47. [www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA9999110029A.pdf](http://www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA9999110029A.pdf)
- KURIS, M. & RUSKULE, A., 2006. *Favourable conservation status of boreal forests: monitoring, assessment, management*. Tallinn, Estonia: Baltic Environmental Forum. [www.bef.lt/Files/1165422906\\_fcs\\_boreal\\_forests.pdf](http://www.bef.lt/Files/1165422906_fcs_boreal_forests.pdf)
- NORDÉN, B., GÖTMARK, F., TÖNNBERG, M. & RYBERG, M., 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management*, 194: 235-248.
- NOWACKI, G. J. & ABRAMS, M. D., 1997. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. *Ecological Monographs* 67: 225-249.
- 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 de la Sociedad Española de Briología*, 26-27: 85-102. <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2196660>

- PETERKEN, G. F., 1996. *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. & LOIDI, J., 1987-88. Los robledales mesofíticos navarro-alaveses (*Crataego laevigatae-Quercetum roboris*). *Lazaroa* 10: 81-88. [www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA8788110081A.pdf](http://www.ucm.es/BUCM/revistas/far/02109778/articulos/LAZA8788110081A.pdf)
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., LOIDI, J., CANTÓ, P., SANCHO, L. G. & SÁNCHEZ-MATA, D., 1984. Datos sobre la vegetación del valle del río Bidasoa (España). *Lazaroa* 6: 127-150. <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=909319>
- ROZAS, V., 2003. Regeneration patterns, dendroecology, and forest-use history in an old-growth beech-oak lowland forest in Northern Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 175-194.
- ROZAS, V., 2004. A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 195: 205-219.
- RUNKLE, J. R., 1992. *Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-283. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 44 p.





## 7. FOTOGRAFÍAS



Fotografía 1

**Bosque mixto (*Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*) bien conservado, con notable diversidad de tamaños y edades, compuesto por *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Acer campestre*, *Fagus sylvatica* y *Ulmus glabra* como especies dominantes, y sotobosque de *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana* y *Crataegus monogyna*.**

Localidad: Monte Tejas, San Felices de Buelna (Cantabria).

Rozas





Fotografía 2

Individuo maduro de *Fraxinus excelsior* con edad superior a 120 años y tronco de 112 cm de diámetro en bosque mixto.

Localidad: Monte Tejas, San Felices de Buelna (Cantabria).

V. Rozas





Fotografía 3

Individuo maduro de *Acer campestre* con edad superior a 70 años y tronco de 65 cm de diámetro en bosque mixto.

Localidad: Monte Tejas, San Felices de Buelna (Cantabria).

V. Rozas





Fotografía 4

Individuo multifustal de *Quercus robur* en bosque mixto secundario.  
Localidad: Monte Conchuga, Alfoz de Lloredo (Cantabria).

V. Rozas





Fotografía 5

Bosque mixto (*Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*) secundario formado por individuos jóvenes coetáneos y rebrotes de tocón de *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra* y *Quercus robur* con denso sotobosque de *Laurus nobilis*.

Localidad: Bosquete entre praderías, Ruiloba (Cantabria).

V. Rozas





Fotografía 6

**Bosque mixto adhesado dominado por viejos ejemplares de *Quercus robur* desmochados y abundante madera muerta, con árboles jóvenes de *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* y *Laurus nobilis*.**

Localidad: Tragamón, Gijón (Asturias).

V. Rozas





Fotografía 7

Individuo maduro de *Quercus robur* desmochado en bosque mixto adhesado, con nidos (flechas) de pico mediano (*Dendrocopos medius*), especie poco común en la Península Ibérica y muy rara en la zona litoral cantábrica.

Localidad: Tragamón, Gijón (Asturias).

V. Rozas





## 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 9160.

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 9160.**

\* **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
<b>ANFIBIOS Y REPTILES</b>				
<i>Rana temporaria</i>	V	Preferencial	—	
<i>Rana iberica</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Lacerta bilineata</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Elaphe longissima</i>	IV	No preferencial	—	Nombre correcto: <i>Zamenis longissimus</i>

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

<b>AVES</b>				
<i>Pernis apivorus</i> <sup>1</sup>	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	
<i>Dryocopus martius</i> <sup>2</sup>	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	

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

#### Referencias bibliográficas:

<sup>1</sup> Díaz *et al.*, 1996; Prieta, 2003.

<sup>2</sup> Díaz *et al.*, 1996; Simal y Herrero, 2003; Gainzarain, 2006.

<b>MAMÍFEROS</b>				
<i>Canis lupus</i>	II, IV,V	No preferencial <sup>i</sup>	—	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 <sup>i</sup>	—	
<i>Mustela putorius</i>	V	No preferencial <sup>i</sup>	—	
<i>Barbastella barbastellus</i>	II, IV	No preferencial <sup>i</sup>	—	
<i>Eptesicus serotinus</i>	IV	No preferencial <sup>i</sup>	—	
<i>Hypsugo savii</i>	IV	No preferencial <sup>i</sup>	—	

► Continuación Tabla A1.1

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
<b>MAMÍFEROS</b>				
<i>Myotis emarginatus</i>	II ,IV	No preferencial <sup>l</sup>	—	
<i>Myotis mystacinus</i>	IV	No preferencial <sup>l</sup>	—	
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	IV	—	—	
<i>Myotis myotis</i>	II ,IV	No preferencial <sup>l</sup>	—	
<i>Nyctalus leisleri</i>	IV	Preferencial <sup>l</sup>	—	
<i>Nyctalus noctula</i>	IV	Preferencial <sup>l</sup>	—	
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	II, IV	No preferencial <sup>l</sup>	—	

Aportación realizada por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

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 (CIBIO; AHE; SEO/BirdLife; SEBCP), pueden considerarse

como características y/o diagnósticas del tipo de hábitat de interés comunitario 9160. 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).

Tabla A1.2

**Taxones que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (CIBIO; AHE; SEO/Birdlife y SEBCP), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 9160.**

\* **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
<b>INVERTEBRADOS</b>						
<i>Marumba quercus</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	—	Norte peninsular, Sistema Penibético	—	Especialista	Las larvas se alimentan de <i>Quercus</i>	
<i>Normania ilicis</i> (Esper, 1793)	—	Cadenas montañosas ibéricas	—	Preferencial	Larva se alimenta de <i>Quercus</i> spp.; desarrollo asociado a hormigas	
<i>Quercusia quercus</i> (Linnaeus, 1758)	—	Toda la Península	—	Preferencial	Larva se alimenta de <i>Quercus</i> spp.; desarrollo eventualmente asociado a hormigas	

Aportación realizada por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante).

## ► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
<b>ANFIBIOS Y REPTILES</b>						
<i>Salamandra salamandra</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Rana temporaria</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Rana iberica</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Lacerta bilineata</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Podarcis muralis</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Zamenis longissimus</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Vipera seanei</i>	—	—	Habitual	Rara	—	

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

<b>AVES</b>						
<i>Poecile palustris</i> <sup>1</sup>	No se aplica	—	De habitual a diagnóstica	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Pernis apivorus</i> <sup>2</sup>	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral	
<i>Scolopax rusticola</i> <sup>3</sup>	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dryocopus martius</i> <sup>4</sup>	No se aplica	—	Habitual	De escasa a moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dendrocopos medius</i> <sup>5</sup>	No se aplica	—	Diagnóstica	De rara a escasa	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dendrocopos major</i> <sup>6</sup>	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dendrocopos minor</i> <sup>7</sup>	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Phylloscopus Bonelli</i> <sup>8</sup>	No se aplica	—	Habitual	De moderada a muy abundante	Reproductora primaveral	
<i>Cyanistes caeruleus</i> <sup>9</sup>	No se aplica	—	Habitual	De moderada a muy abundante	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Sitta europea</i> <sup>10</sup>	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	

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

Sigue ►

**Referencias bibliográficas:**

- <sup>1</sup> Tellería *et al.*, 1999; Carrascal y Lobo, 2003; Purroy, 2003; Gainzarain, 2006.
- <sup>2</sup> Díaz *et al.*, 1996; Prieta, 2003.
- <sup>3</sup> Díaz *et al.*, 1996; Juan, 2002; Onrubia, 2003; Gainzarain, 2006.
- <sup>4</sup> Díaz *et al.*, 1996; Simal y Herrero, 2003; Gainzarain, 2006.
- <sup>5</sup> Díaz *et al.*, 1996; Romero *et al.*, 2004; Onrubia *et al.*, 2003, 2004; Gainzarain, 2006.
- <sup>6</sup> Díaz *et al.*, 1996; Molina, 2003; Gainzarain, 2006.
- <sup>7</sup> Díaz *et al.*, 1996; Romero *et al.*, 2003; Gainzarain, 2006.
- <sup>8</sup> Tellería *et al.*, 1999; Carrascal y Lobo, 2003; Gainzarain, 2003a.
- <sup>9</sup> Tellería *et al.*, 1999; Carrascal y Lobo, 2003; Díaz, 2003; Salvador, 2005; Gainzarain, 2006.
- <sup>10</sup> Tellería *et al.*, 1999; Carrascal y Lobo, 2003; Gainzarain, 2003b, 2006.

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
<b>PLANTAS</b>						
<i>Acer campestre</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Acer opalus</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Fraxinus excelsior</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Prunus avium</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Tilia cordata</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Tilia platyphyllos</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Ulmus glabra</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Cornus sanguinea</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Crataegus laevigata</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Euonymus europaeus</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Ligustrum vulgare</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Prunus avium</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Rhamnus cathartica</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Viburnum lantana</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Clematis vitalba</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Hedera helix</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Lonicera periclymenum</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Smilax aspera</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Arum italicum</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Galeobdolon luteum</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Hypericum androsaemum</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Lysimachia nemorum</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Primula acaulis</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Pulmonaria longifolia</i>	—	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Rosa arvensis</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Veronica montana</i>	—	—	Habitual	Escasa	Perenne	

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

**Comentarios:** La alianza *Pulmonaria longifoliae-Quercion roboris* Rivas-Martínez & Izco 2002, recoge los bosques mesofíticos climatofílicos de robles (*Q. robur*) y fresnos (*F. excelsior*) termo-supratemplados superiores húmedos a hiperhúmedos inferiores, con frecuencia submediterráneos, Cantabro-Atlánticos, Orocantábricos y Cevenenses-Pirenaicos, que colonizan sustratos con cierta hidromorfía temporal. Puede ser considerada geovicariante de la atlántico-europea septentrional *Carpinion betuli* Issler 1931.

Se propone en futuras ampliaciones de la relación de Hábitats de Interés Comunitario que se contemple la inclusión de un nuevo tipo de hábitat constituido por los robledales mixtos pirenaico-cantábricos "Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno".

**Referencias bibliográficas:** Díaz González *et al.*, 2005; Díaz González & Fernández Prieto, 1994.

## BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- 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.
- DÍAZ GONZÁLEZ, T. E. & FERNÁNDEZ PRIETO, J. A., 1994. La Vegetación de Asturias. *Itinera Geobotanica* 8: 243-528.
- DÍAZ GONZÁLEZ, T. E., FERNÁNDEZ PRIETO, J. A., BUENO, A. & ALONSO, J. I., 2005. *Itinerario botánico por el oriente de Asturias. El paisaje vegetal de los Lagos de Covadonga y de los Bufones de Pría*. Gijón: Cuadernos del Jardín Botánico Atlántico.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, J. L., 1996. *Aves ibéricas. I. No passeriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.
- DÍAZ, M., 2003. Herrerillo común, *Parus caeruleus*. 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 514-515.
- GAINZARAIN, J. A., 2003a. Mosquitero papialbo, *Phylloscopus bonelli*. 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 486-487.
- GAINZARAIN, J. A., 2003b. Trepador azul, *Sitta europaea*. 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 518-519.
- GAINZARAIN, J. A., 2006. *Atlas de las aves invernantes en Álava, 2002-2005*. Vitoria: Diputación Foral de Álava.
- LLORENTE, G., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A., 1995. *Atlas dels Amfibis i Reptils de Catalunya i Andorra*. Ediciones 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: Mundi-prensa.
- MOLINA, B., 2003. Pico picapinos, *Dendrocopos major*. 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 356-357.
- ORMONDE, J., 1986. *Woodwardia* Sm. En: Castroviejo, S., et al., (eds.). *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares* 1: 153-154. Real Jardín Botánico. CSIC.
- 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.
- ONRUBIA, A., ROBLES, H., SALAS, M., GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. & OLEA, P., 2003. Pico mediano, *Dendrocopos medius*. 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 358-359.
- ONRUBIA, A., ROBLES, H., SALAS, M., GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. & OLEA, P., 2004. Pico mediano, *Dendrocopos medius*. 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 304-307
- 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.
- QUINTANILLA, L., CABEZUDO, B., GARCÍA, A., MESA, R., NAVA, H. S. & NAVA, P., 2003. *Culcita macrocarpa* C. Presl. En: Bañares, A., et al., (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España. Taxones Prioritarios*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 662-663
- ROMERO, J. L., PRIETA, J., SERRADILLA, J. & MOLINA, B., 2003. Pico menor, *Dendrocopos minor*. 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 362-363.

- ROMERO, J. L., PÉREZ-CAÑESTRO, J. & GÁMEZ-MONTOYA, X., 2004. Picot garser, Mitjà *Dendrocopos medius*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons L. & Herrando, S., (eds.). *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO, Lynx Edicions. pp 324-325.
- ROMERO, M. I., RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A. & RUBINOS, M., 2004. Adiciones al catálogo pteridológico gallego. *Botanica Complutensis* 28: 51-55.
- ROMERO, M. I., AMIGO, J., RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A., DÍAZ VARELA, R. & FERREIRO DA COSTA, J., 2005. Conservación de la pteridoflora amenazada en el NW Ibérico (Galicia): las especies incluidas en la Directiva de Hábitats. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse* 141-2: 227-231.
- SALVADOR, A., 2005. Herrerillo Común-*Cyanistes caeruleus*. En: Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. ([www.vertebradosibericos.org/](http://www.vertebradosibericos.org/)) .Acceso en abril de 2008.
- SALVO, E., 1990. *Guía de Helechos de la Península Ibérica y Baleares*. Madrid: Pirámide.
- 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.
- SIMAL, R. & HERRERO, À., 2003. Picamaderos negro, *Dryocopus martius*. 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.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M., 1999. *Aves ibéricas. II. Paseriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.



## ANEXO 2

### INFORMACIÓN EDAFOLÓGICA COMPLEMENTARIA

#### 1. CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

##### 1.1. Introducción

No existen apenas datos acerca de los suelos de este tipo de hábitat, quizá por su reducida extensión. En el presente anexo se presentan la descripción y algunos datos analíticos de dos perfiles desarrollados a partir de lavas volcánicas, y por tanto difícilmente representativos de los suelos del tipo de hábitat 9160.

El componente edáfico ha sido también la causa de que este tipo de bosque mixto, por desarrollarse sobre sustratos más ricos y productivos que otros tipos forestales, haya sido deforestado en mayor medida que otros tipos de hábitat, para su utilización agrícola o transformación en praderas productoras de forraje.

##### 1.2. Descripción de los suelos: propiedades y componentes

Las litologías básicas favorecen el desarrollo de un complejo de cambio edáfico más eficiente en la retención e intercambio de nutrientes. La presencia de estos suelos más ricos y con mayor capacidad de retención del agua y mayor cantidad de nutrientes favorece la presencia de los bosques mixtos. Sobre los suelos derivados de litologías ácidas, por el contrario, es habitual la existencia de bosques menos ricos en especies indiferentes edáficas o más generalistas (roble y hayas).

El predominio de bosques mixtos sobre sustratos calcáreos es patente en las laderas de cañones y desfiladeros, tan frecuentes en el área pirenaico-cantábrica a lo largo de los cursos de ríos y arroyos. En estas zonas escarpadas y sobre suelos poco desarrollados, se encuentran bosques mixtos en los que los robles son poco abundantes, dominados por especies de arces, tilos y olmos (tipo de hábitat 9180:

bosques de laderas, desprendimientos y barrancos del *Tilio-Acerion*).

En áreas de fondo de valle más o menos extensas, en los suelos ricos desarrollados sobre aluviones fluviales cuaternarios, se encuentran restos de los bosques mixtos con robles y otras especies de árboles, en especial fresnos, arces y olmos. Sin embargo, a diferencia de los bosques de desfiladero, la gran productividad de los suelos desarrollados en fondos de valle ha condicionado la casi total desaparición de estos bosques, que han sido sustituidos por praderas, áreas de cultivo y asentamientos humanos.

A los suelos de este tipo de hábitat se les atribuye a menudo un carácter neutro o básico, sin embargo también aparece en suelos entre extremadamente a medianamente ácidos, al menos en los horizontes superficiales (Rodríguez-Loínaz *et al.*, 2008) y de fuerte a ligeramente ácidos, según los datos analíticos del apartado 7 de este anexo. Del mismo modo se les atribuyen caracteres de hidromorfía, aspecto éste que tampoco se constata a partir de los datos disponibles.

En la zona de San Juan de Xar (Navarra) donde se encuentran bosques mixtos con presencia de *Carpinus betulus* L. (Aizpuru y Catalán, 1984; Rivas-Martínez *et al.*, 1984) la litología predominante son calizas marmorizadas paleozoicas.

La riqueza en bases del complejo de cambio, también mencionada en descripciones generales del tipo de hábitat, sí parece constatar en los suelos desarrollados a partir de materiales volcánicos, como los descritos en el apartado 6 del presente anexo.

#### 2. RIESGOS DE DEGRADACIÓN

Si como parece la conservación de los bosques mixtos y su actual composición y estructura depende del manejo tradicional, será necesario tener en cuenta los suelos del hábitat y las posibles repercusiones sobre éstos de tal manejo.

### 3. ESTADO Y EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

#### 3.1. Evaluación de la salud del suelo

El suelo provee un medio de crecimiento para las plantas y un hábitat para numerosos animales y microorganismos (Larson y Pierce, 1994). Se trata de un sistema vivo en el que se producen numerosas funciones necesarias para la vida terrestre, descomposición de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes, fijación de nitrógeno, mantenimiento de la estructura del suelo, regulación de la calidad del agua y del aire, entre otras. Sin embargo, a menudo, estas funciones se ignoran y se contempla el suelo como un ente inanimado, compuesto por minerales y sustancias químicas. La relación existente entre el ambiente físico-químico del suelo, la biota que sustenta, su salud, y la de las plantas, animales y seres humanos, raramente es tenida en consideración.

En 1996, la Sociedad Americana de Ciencias del Suelo (SSSA) definía la “salud del suelo” como “la capacidad continua de una clase específica de suelo de forma que funcione como un sistema vivo, dentro de los límites de los ecosistemas, tanto naturales, como gestionados por el hombre, en el que se mantenga la productividad animal y vegetal, se preserve o mejore la calidad del medio ambiente acuático y terrestre, y, finalmente, se cuide la salud de las plantas, animales, y las personas” (Doran y Parkin, 1996; Pankhurst *et al.*, 1997).

En este contexto es clara la importancia de la obtención de unos indicadores de la salud/calidad del suelo, para poder cuantificar su estado y así poder tomar las decisiones y medidas necesarias que aseguren su preservación.

En los últimos años se ha llegado a la conclusión de que los procesos biológicos, no sólo están íntimamente unidos al mantenimiento de la estructura y fertilidad del suelo, sino que además son potencialmente más sensibles a los cambios en el mismo. De esta forma, los indicadores biológicos pueden proporcionar una especie de “señal de alarma” de un posible colapso del sistema. Sin embargo, estas señales no resultarán del todo eficientes si no se es capaz de interpretar cuáles son los parámetros fisicoquímicos que condicionan di-

cho estado de salud. Serán las interacciones entre componentes minerales del suelo, fase líquida y atmósfera edáfica, las que condicionarán el tipo de hábitat adecuado a la biota, permitiendo su conocimiento y reaccionar, a través de un manejo o uso de tecnología adecuada, con la antelación requerida para evitar cambios y perturbaciones irreversibles.

En este contexto, parece claro que, el conocimiento del funcionamiento del suelo bajo diferentes enfoques se posiciona como la herramienta útil para establecer criterios de salud.

#### 3.2. Protocolo para la determinación del grado de conservación del suelo

Cualquier evaluación de un recurso natural pasa, de manera obligada, por su inventario. En este sentido, el recurso suelo es uno de los compartimentos ambientales cuya distribución espacial es menos conocida. Por tanto se hace necesario disponer de cartografía suficientemente precisa de dicho recurso, como paso previo. A partir de dicho inventario, podrían seleccionarse áreas prioritarias en base a criterios multidisciplinares (estado de conservación del hábitat, extensión, geoforma, tipo de suelo, composición de la comunidad vegetal, manejo, etc.).

En dichas áreas se generarían un conjunto de datos que debería comprender descripción de suelo y del territorio (geomorfología, clima) y medidas de diversos parámetros químicos, físicos y biológicos del suelo. La descripción de suelos debería hacerse acorde con guías específicas (por ejemplo SINEDARES (CBDSA, 1983); FAO, 2006), que permitan normalizar dichas descripciones.

Los parámetros físico-químicos podrían medirse con diferente periodicidad atendiendo a la posibilidad teórica de cambios. De este modo, con la existencia de medidas temporales, se podrían evaluar los cambios en la salud del suelo y su relación con el conjunto de factores bióticos.

Entre los datos que deberían medirse estarían, al menos:

pH	Capacidad de intercambio catiónico	Textura
Carbono orgánico	Cationes de cambio	Conductividad hidráulica e infiltración
Contenido en carbonatos	Densidad aparente	Respiración
Mineralogía de arcillas	Estabilidad estructural	Actividades enzimáticas
Fósforo, potasio y nitrógeno	Retención de agua	

#### 4. RECOMENDACIONES DE INVESTIGACIÓN

La información acerca de los suelos de este tipo de hábitat es muy reducida. La revisión bibliográfica no ha permitido encontrar datos acerca de los suelos de este tipo de hábitat. Esta escasez de información justificaría acciones encaminadas a una mejor

caracterización edáfica del tipo de hábitat, a lo cual contribuiría el establecimiento de áreas piloto, antes comentadas.

La cartografía de suelos sería necesaria, como paso previo a su evaluación y gestión. Dado el desconocimiento acerca de los suelos de este tipo de hábitat.

#### 5. FOTOGRAFÍAS



Fotografía A2.1

##### Perfil Arratzu-1 y lugar donde se describió.

En la fotografía del perfil puede apreciarse la presencia de fragmentos de roca a partir de los 20 cm de profundidad.





Fotografía A2.2

**Perfil Arratzu-2 y lugar donde se describió.**

En la fotografía del perfil puede apreciarse la presencia de abundantes fragmentos de roca a partir de los 40 cm de profundidad, limitando el desarrollo radicular.

## 6. DESCRIPCIÓN DE PERFILES

Los perfiles Arratzu-1 y Arratzu-2 están actualmente sin una caracterización físico-química completa, de modo que la clasificación de ambos es tentativa.

### PERFIL ARRATZU-1

- **Autor:** O. Artieda, I. Albizu y M.<sup>a</sup> Rozas.
- **Fecha:** 24/05/2006.
- **Localización:** Arratzu (Vizcaya).
- **Altitud:** 155 m.
- **Vegetación o uso de la tierra:** bosque mixto.
- **Forma:** vertiente recilínea en planta y en perfil (tercio superior).

- **Pendiente:** 50%.
- **Orientación:** este.
- **Material original:** coladas volcánicas “pillows”.
- **Drenaje:** bien drenado.
- **Nivel freático:** no accesible.
- **Rocosidad:** sin afloramientos rocosos.
- **Evidencias de erosión:** no observables.
- **Sistema radicular:** limitado a 20 cm por abundancia de elementos gruesos.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Údico.
- **R. Temperatura (SSS, 1999):** Mésico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Epi-Leptic Phaeozem o Andic Epi-Leptic Phaeozem.
- **Soil Taxonomy (1999):** Lithic Hapludoll-Typic Hapludoll o Andic Hapludoll.

DESCRIPCIÓN (criterios SINEDARES)		
Horizonte	Profundidad	Descripción
Oi	-5-0 cm	Horizonte orgánico
A	0-20 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 7,5 YR 30/20 en húmedo y 10 YR 50/30 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) franca. Muy pocos elementos gruesos, subangulares-esferoidales, grava media de rocas volcánicas. Estructura muy fuerte, en bloques angulares finos. No adherente, muy friable y no coherente. Abundantes raíces, de muy finas a medianas. Poca actividad de la fauna. Reacción nula al HCl (11%). Reacción positiva al ensayo de materiales alofánicos (NaF 1N). Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) y plano
A/C	20-45 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 7,5 YR 40/20 en húmedo y 10 YR 60/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) franco-arcillosa. Muy abundantes elementos gruesos, tamaño cantos, angulares-tabulares, de rocas volcánicas. Estructura fuerte en bloques subangulares finos. Ligeramente adherente, compacto y muy friable. Pocas raíces, de muy finas a medianas. Frecuente actividad de la fauna. Reacción nula al HCl (11%). Reacción negativa al ensayo de materiales alofánicos (NaF 1N). Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) e irregular
C/R	45-80 cm	Roca volcánica con zonas más alteradas. Ligeramente húmedo. Color de la matriz 7,5 YR 40/20 en húmedo. Sin manchas. Oxidado

RESULTADOS ANALÍTICOS					
Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Clase
		(% )			
A	0-20	53,2	23,8	23,0	F-Ac-Ar
A/C	20-45	51,0	30,3	18,7	F

Hor.	pH agua (1:2,5)	Bases de cambio				M.O.	N	C/N	P (ppm)
		Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>				
		cmol <sub>(c)</sub> · kg <sup>-1</sup>							
A	5,5	0,29	0,24	10,40	> 9,00	8,9	0,31	16,6	5,7
A/C	5,8	0,29	0,10	6,60	> 9,00	5,0	0,18	16,1	3,1

#### PERFIL ARRATZU-2

- **Autor:** O. Artieda, I. Albizu y M.<sup>a</sup> Rozas.
- **Fecha:** 24/05/2006.
- **Localización:** Ajangiz (Vizcaya).
- **Altitud:** 155 m.
- **Vegetación o uso de la tierra:** bosque mixto Robledal, con fresnos, alisos y avellanos.
- **Forma:** baguada en vertiente.
- **Pendiente:** 45%.
- **Orientación:** noroeste.
- **Material original:** coladas volcánicas "pillows".
- **Drenaje:** bien drenado.

- **Nivel freático:** no accesible.
- **Rocidad:** sin afloramientos rocosos.
- **Evidencias de erosión:** no observables.
- **Sistema radicular:** limitado a 38 cm por abundancia de elementos gruesos.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Údico.
- **R. Temperatura (SSS, 1999):** Mésico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Haplic Cambisol (Humic, Eutric) o Andic Cambisol (Humic, Eutric).
- **Soil Taxonomy (1999):** Dystric Eutrudept o Andic Eutrudept.

DESCRIPCIÓN (criterios SINEDARES)		
Horizonte	Profundidad	Descripción
Oi	-5-0 cm	Horizonte orgánico
A	0-38 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 7,5 YR 40/40 en húmedo y 10 YR 55/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) franco-limosa. Pocos elementos gruesos, subangulares-tablares, grava fina y media de rocas volcánicas. Estructura fuerte, en bloques subangulares muy finos. Poco compacto. Frecuentes raíces, de muy finas a gruesas, vivas y muertas y distribuidas regularmente. Actividad de la fauna: pocas galerías rellenas. Reacción nula al HCl (11%). Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) y plano
Bw	38-60/64 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 5 YR 40/30 en húmedo y 7,5 YR 55/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) arcillosa. Abundantes elementos gruesos, tamaño cantos, subangulares-tabulares y subangular-esferoidales, de rocas volcánicas, muy alterados y con frecuentes manchas de manganeso. Estructura fuerte en bloques subangulares medianos. Poco compacto. Muy pocas raíces. Actividad de la fauna: frecuentes galerías y galerías rellenas. Reacción nula al HCl (11%). Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) e irregular
BC	60/64-120 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 5 YR 50/30 en húmedo y 7,5 YR 55/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) arcillosa. Muy abundantes elementos gruesos, tamaño cantos, subangulares-tabulares y subangular-esferoidales, de rocas volcánicas, muy alterados y con frecuentes manchas de manganeso. Estructura débil en bloques subangulares medianos. Muy pocas raíces. Actividad de la fauna: no aparente. Reacción nula al HCl (11%). Sin acumulaciones

RESULTADOS ANALÍTICOS									
Hor.	pH agua (1:2,5)	Bases de cambio				M.O.	N	C/N	P (ppm)
		Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>				
		cmol <sub>(c)</sub> · kg <sup>-1</sup>				%			
A11	5,9	0,26	0,25	8,68	7,31	5,2	0,20	15,1	4,11
A12	5,8	0,28	0,08	8,10	7,39	4,0	0,13	17,9	3,00
Bw	6,2	0,29	0,07	5,53	7,36	1,8	0,07	15,2	2,84
BC	6,1	0,23	0,05	3,98	7,09	0,8	0,03	14,9	2,77

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIZPURU, I. & CATALÁN, P., 1984. Presencia del carpe en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 41(1): 143-146.

ASEGINOLAZA, C., GÓMEZ, D., LIZUR, X., MONTSERRAT, G., MORANTE, G., SALAVERRIA, M. R. & URIBE-ECHEBARRÍA, P. M., 1989. *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B., 1996. Defining and assessing soil quality. En: J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, B. A. Steward (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America Special Publication n.º 35. Madison, WI: 1944. pp 3-21.

IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication*. 2nd edition. World Soil Resources Reports n.º 103. Rome: FAO.

- LARSON, W. E. & PIERCE, F. J., 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F. y Stewart, B. A. (eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Sci. Soc. Am., Inc. Special Publication n.º 35, Madison, Wisconsin, USA. pp 37-52.
- PANKHURST, C. E., DOUBE, B. M. & GUPTA, V. V. S. R., 1997. Biological indicators of soil health: synthesis. En: Pankhurst, C. E., Doube, B. M. & Gupta, V. V. S. R. (eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International. pp 419-435.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., LOIDI, J., CANTÓ, P., SANCHO, L. G. & SÁNCHEZ-MATA, D., 1984. Datos sobre la vegetación del valle del río Bidasoa (España). *Lazaroa* 6: 127-150.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ, G., ONAINDIA, M., AMEZAGA, I., MIJANGOS, I. & GARBISU, C., 2008. Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 49-60.
- SSS (SOIL SURVEY STAFF), 1999. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys* (second edition). U.S. Dep. Agric.; Natural Resources Conservation Service. Handb 436. US. Gov. Print Off. 869 p.



