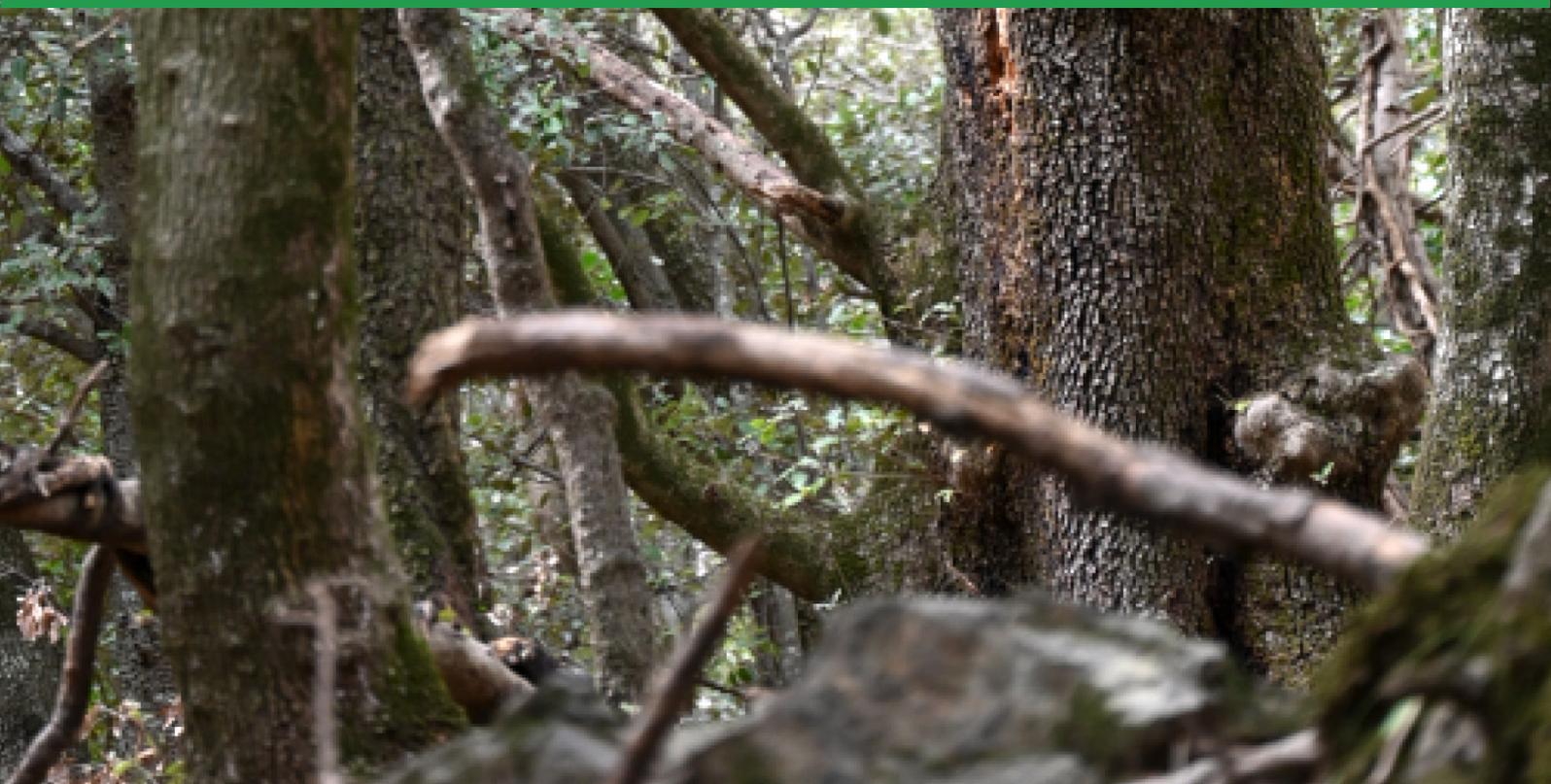




Guía completa
para la evaluación de la madurez
y la biodiversidad en rodales
forestales mediterráneos



GUÍA COMPLETA PARA LA EVALUACIÓN DE LA MADUREZ Y LA BIODIVERSIDAD EN RODALES FORESTALES MEDITERRÁNEOS

Publicación: *septiembre de 2023*

Autores: Jordi Vayreda (CREAF), Lluís Comas (CREAF), Jordi Camprodon (CTFC), David Guixé (CTFC), Teresa Baiges (CPF) y Pierre Gonin (CNPF)

Participación técnica: Todos los socios del proyecto

Diseño gráfico: Elizabeth Fernández (CPF)

Maquetación: Baobab disseny

Fotografías: Jordi Bas, Jordi Baucells, Jordi Camprodon, Lluís Comas, Xavier Florensa, Juan Martínez de Aragón y Eudald Solà.

Agradecimientos: Eduard Piera, Juan Martínez de Aragón y Miquel Jover, por haber diseñado y llevado a cabo el muestreo y determinación de coleópteros saproxílicos, hongos y briófitos respectivamente. Xavier Florensa, Robert Manzano, Adrià Ortega y Laura Torrent por su participación en el muestreo y tratamiento de datos de quirópteros. Carles Batlles por su participación en el tratamiento y cálculo de los indicadores de madurez. Xènia Jaumejoan, Elena Pi y Víctor Sazatornil por su participación en el tratamiento de datos de bioindicadores.

Cita recomendada: Vayreda J., Comas L., Camprodon J., Baiges T., Gonin P. y Guixé D. (2023). Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos. Proyecto Life BIORGEST, 73 pp.

Esta Guía se ha realizado en el marco del proyecto LIFE BIORGEST - Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean Forests. Incentives & Management Tools (LIFE 17NAT/ES/000568).

Entidades socias del proyecto LIFE BIORGEST:

Consorci Forestal de Catalunya, Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Centre de la Propietat Forestal, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Centre National de la Propriété Forestière, Xarxa per a la Conservació de la Natura.

Colaboración y financiación: Generalitat de Catalunya. Diputació de Girona
El proyecto LIFE BIORGEST (LIFE NAT/ES/000568) está financiado por el programa LIFE de la Unión Europea

Esta publicación refleja únicamente el punto de vista de los autores. La Comisión Europea/CINEA no es responsable del uso que pueda hacerse de la información que contiene.

Foto de la cubierta: *ejemplar de encina centenaria con una parte de la copa muerta y con cavidades de pícidos (Foto: Lluís Comas).*

ÍNDICE

1. Introducción	4
2. Objetivo de la guía	9
3. Sistema de evaluación de la biodiversidad y la madurez	10
4. Indicadores de rodal	11
4.1. Especies arbóreas autóctonas (IBP-RB)	14
4.2. Área basal (RB)	16
4.3. Estructura vertical (IBP-RB)	17
4.4. Clases diamétricas (RB)	18
4.5. Madera muerta mediana y grande (IBP-RB)	19
4.6. Árboles grandes y muy grandes (IBP- RB)	22
4.7. Dendromicrohábitats (IBP-RB)	24
4.8. Dinámica (RB)	25
4.9. Espacios abiertos con flores (IBP)	27
5. Indicadores de contexto	28
5.1. Continuidad temporal del bosque (IBP-RB)	28
5.2. Medios acuáticos (IBP)	29
5.3. Medios rocosos (IBP)	30
6. Umbrales	31
7. Protocolo de campo de evaluación conjunto	36
8. Protocolos de seguimiento directo de la biodiversidad a escala de rodal	38
8.1. Coleópteros saproxílicos	38
8.2. Aves	39
8.3. Quirópteros	41
8.4. Briófitos	43
8.5. Hongos afloforales	45
8.6. Flora vascular	46
9. Referencias	48
10. Anexos	57
A.1. Dendromicrohábitats	57
A.2. Equivalencias entre las 2 clasificaciones de dendromicrohábitats (15 tipos versus 10 tipos)	59
A.3. Medios acuáticos	60
A.4. Medios rocosos	62
A.5. Estadillo de campo conjunto	64
A.6. Lista de hábitats CORINE/LPEHT	68
A.7. Lista de especies arbóreas autóctonas	69
A.8. Lista de códigos de Hábitats de Interés Comunitario (HIC) y Prioritarios (HICP)	71

1. INTRODUCCIÓN

Evaluar los hábitats forestales en cuanto a biodiversidad y madurez es clave, entre otros motivos porque se calcula que los bosques albergan más de dos tercios de la biodiversidad terrestre (WCFSD 1999). Por ejemplo, alrededor de 30.000 especies de insectos viven en los bosques europeos (Wermelinger et al. 2013). Una parte relevante de esta biodiversidad está asociada a las etapas más maduras del bosque (Wirth et al. 2009, Hilmers et al. 2018), hecho que refuerza la necesidad de una evaluación de la biodiversidad en las distintas etapas de desarrollo de los bosques.

La diversidad biológica propia de los bosques resulta de procesos evolutivos de millones de años que, en sí mismos, son impulsados por agentes intrínsecos (como la competencia por los recursos, mutualismo, relación depredador-presa, etc.) y agentes extrínsecos al sistema (perturbaciones como el fuego, los eventos climáticos extremos) que modulan las interacciones entre especies y su evolución. En cada hábitat forestal concreto, el mantenimiento de los procesos ecológicos depende, fundamentalmente, de la conservación de su diversidad biológica (FAO 2020). La coevolución de los procesos ecológicos, como los mencionados antes, ha comportado un aumento de complejidad de los ecosistemas (más taxones, más materia, más energía, más interacciones) a lo largo de una sucesión ecológica cíclica (Holling 1992), lo que en bosques podemos llamar ciclo silvogenético, que llega a su cénit en las etapas más tardías, con la mayor complejidad y, en consecuencia, mayor diversidad biológica (Kuusinen y Siitonen, 1998, Redecker et al. 2001, Jacobs et al. 2007,

Avila-Cabadilla et al. 2009, de la Peña-Cuéllar et al. 2012, Hilmers et al., 2018). La presencia en el espacio y en el tiempo de bosques con todas las fases del ciclo silvogenético crea una gran heterogeneidad que se traduce en una alta biodiversidad a escala de paisaje. A menor escala, los rodales maduros y senescentes presentan la mayor diversidad biológica, que acumula taxones específicos de esta etapa –ausentes en las anteriores– e incluyen especies de distribución restringida (entre ellas endemismos), altamente vulnerables a las perturbaciones antrópicas. La falta de rodales maduros comporta que la biodiversidad ligada a estas etapas sea tan escasa, que se puede afirmar que la mayor parte de las especies amenazadas del medio forestal se localizan en estos rodales (EUROPARC-España 2020a). Una de las razones evidentes es que los rodales maduros y senescentes acumulan una mayor cantidad y diversidad de recursos, estructuras (mayoritariamente vegetales que constituyen micro y mesohábitats) y microclimas facilitando la coexistencia de múltiples especies, incrementando el número de nichos y reduciendo el riesgo de extinciones locales (Schowalter 1995, Ferris y Humphrey 1999, Stein y Kreft, 2015). Estos elementos y el conjunto de especies que interaccionan entre sí y con el entorno abiótico determinan su biodiversidad forestal. La diversidad de especies, la complejidad de estructuras y procesos ecológicos convierte el bosque en sus fases más avanzadas del ciclo silvogenético en un ecosistema más estable y resiliente frente a perturbaciones, pero también mejora la resiliencia de las zonas de bosque adyacente con valores de biodiversidad menores (Bauhus et al. 2017, Gustafsson et al. 2019).

La forma básica de evaluar la biodiversidad de un bosque a escala de rodal es mediante el muestreo exhaustivo de distintos grupos taxonómicos sensibles a los cambios en el ecosistema, que en conjunto sean representativos de los que ocurre con la biodiversidad global del hábitat, los llamados bioindicadores. Pero los inventarios taxonómicos consumen mucho tiempo, implican disponer de especialistas y destinar mayores recursos económicos. Muchos estudios han documentado las relaciones entre la aparición y abundancia de determinados atributos estructurales y la abundancia y riqueza de diferentes grupos taxonómicos (Lindenmayer y Franklin 2002, Bauhus et al. 2009, Gao et al. 2015, Hilmers et al. 2018, Larrieu et al. 2019), que a su vez se relacionan con la madurez forestal (p. ej., Wirth et al. 2009). Por lo tanto, otra forma de evaluar la biodiversidad es mediante el uso de indicadores indirectos, fáciles de obtener en campo, que describen las estructuras vegetales y físicas del hábitat de las que dependen los grupos taxonómicos (p. ej., Lindenmayer et al. 2000 y 2006).

Una evaluación indirecta de los elementos clave es una opción muy válida y una buena aproximación a la biodiversidad a escala de rodal. Sin embargo, hasta la fecha no se ha podido identificar una lista de atributos o elementos clave completa que sean totalmente válidos para todos los grupos taxonómicos y todos los hábitats forestales. Gao et al. 2015 y Larrieu et al. 2019, por poner dos estudios destacables y relativamente recientes, encontraron relaciones significativas entre elementos estructurales y determinados

grupos taxonómicos, entre los que destacaban los coleópteros saproxílicos, seguidos de los coleópteros del suelo, los hongos afiloforales y los briófitos. En el estudio de Larrieu et al. (2019) no se encontraron relaciones significativas con grupos taxonómicos tan importantes como las aves o los quirópteros. Esto puede ser debido a distintos motivos como la existencia de interacciones complejas que actúan a distintas escalas temporales y espaciales entre los distintos grupos taxonómicos y con elementos estructurales y de composición del hábitat muy diversos (p. ej., dendromicrohábitats, madera muerta, plantas con flores en claros, cuerpos de agua), que hace que no sean del todo válidos como indicadores para evaluar determinados taxones a escala de parcela forestal (Larrieu et al. 2014). Sin embargo, muchos estudios señalan la relación estrecha entre la riqueza y abundancia de aves forestales (paseriformes y pícidos en especial) y elementos estructurales a escala de rodal (aproximadamente a partir de una decena de hectáreas), que coincide con las dimensiones de varios territorios de paseriformes nidificantes (Camprodon 2013). Los murciélagos responden mejor a una escala espacial mayor, ya que sus dominios vitales son muy amplios. Uno de los factores más limitantes para los quirópteros arborícolas es la disponibilidad de refugios (Russo et al. 2004, Napal et al. 2009) y se relacionan relativamente bien con el incremento de la madurez del bosque (Camprodon et al. 2010). Sin embargo, muy a menudo frecuentan los espacios abiertos circundantes o lejanos para alimentarse (Fenton 1989, Schnitzler y Kalko 2001).



Figura 1. Los árboles decrepitos y muertos en pie a partir de la clase diamétrica 20 son utilizados por los picos para excavar sus nidos en los montes mediterráneos. En la imagen, una cavidad completa y otra iniciada de pico picapinos (Foto: Jordi Bas).

Es importante señalar que disponer de todos los elementos clave y en abundancia en un rodal no necesariamente se corresponde con una mayor biodiversidad de todos los grupos taxonómicos. Solo es garantía de que se dan las condiciones para la acogida de las especies. Una determinada especie puede no estar presente, a pesar de que las condiciones de hábitat le sean favorables por muchos motivos relacionados con la escala temporal y espacial. A escala temporal, porque a pesar de que se den las condiciones de hábitat para una especie con baja capacidad de dispersión, esta puede tardar en llegar o incluso no llegar nunca. A escala espacial, porque el rodal en cuestión puede estar desconectado de otros rodales (efecto isla) en los que la especie esté presente, pero no pueda llegar porque la conectividad es baja o nula. Por ejemplo, especies raras de coleópteros saproxílicos y otros invertebrados de escasa capacidad de dispersión pueden estar ausentes en un rodal donde se ha generado madera muerta para favorecerlos, porque las con-

diciones previas no permitían su presencia y las poblaciones más cercanas se hallan a distancias demasiado largas del rodal actuado. Además, determinados hábitats pueden ser muy efímeros y poco abundantes, lo que dificulta el mantenimiento de poblaciones estables de determinadas especies y complica el poder detectarlas al no estar presentes más que temporalmente.

De ahí que para tener idea de la biodiversidad real sea imprescindible hacer un seguimiento periódico de determinados grupos taxonómicos, pero ¿cuáles medir? Lo ideal es seguir los grupos taxonómicos o funcionales con mayor valor bioindicador, es decir fáciles de muestrear, sensibles a los factores de cambio del ecosistema, representativos de los que pueda ocurrir a otros grupos (Rosenvald y Löhmus 2008, Lindenmayer et al. 2012, Wermelinger et al. 2013). Muchos grupos taxonómicos son complementarios entre sí, de ahí que se tengan que monitorizar varios a la vez para tener una visión más

completa de la biodiversidad real. Uno de los mejores grupos, debido al ciclo de vida corto y elevada diversidad taxonómica (la mayor del bosque), son los insectos. Son esenciales en muchos procesos y funciones del ecosistema, sensibles a los cambios de su entorno a escala de rodal y de reacción rápida, por lo que se consideran buenos indicadores de la biodiversidad global y el estado de conservación de los bosques porque cumplen muchos de los requisitos definidos para los bioindicadores (Wermelinger et al. 2013). Entre los numerosos grupos taxonómicos, destacan por su valor indicador del estado de conservación de los bosques las hormigas (Formicidae), las mariposas nocturnas (Heterocera) y diurnas (Rhopalocera), las avispas parásitas (Terebrantes), los sírfidos (Syrphidae) y los escarabajos (Coleoptera), entre los que destacan los saproxílicos. Del total de la riqueza de artrópodos forestales, entre una quinta y una tercera parte corresponde a los coleópteros saproxílicos (Grove 2002, Stokland 2004). Muchos insectos son relativamente fáciles de evaluar con métodos estandarizados y las medidas son fiables debido su alta abundancia, cubriendo una amplia gama de historias vitales, requisitos de hábitat y grupos funcionales con funciones importantes en los ecosistemas forestales (Ferris y Humphrey 1999, Maleque et al. 2006).

Otra cuestión es la evaluación indirecta de ciertos elementos clave, de los cuales existe una evidencia clara de que están muy correlacionados con la presencia de determinadas comunidades de organismos. Por ejemplo, la madera muerta está altamente correlacionada con los organismos saproxílicos. Los organismos saproxílicos más diversificados corresponden a los hongos que se alimentan de la madera en descomposición (30% de los organismos saproxílicos), seguidos por los coleópteros (20%) (Speight 1989, Stokland 2004, Stokland et al. 2012). También puede ocurrir que un rodal pueda tener esta capacidad de acogida, por ejemplo, para aves forestales, porque hay árboles de gran tamaño y una estructura heterogénea, sin embargo, no tener madera muerta o determinados dendromicrohábitats, con lo que estas otras especies típicamente forestales, como los invertebrados y hongos saproxílicos, estarán ausentes. Finalmente, hay especies con unos requerimientos de hábitat muy particulares que requieren de determinadas perturbaciones o dinámicas, que no siempre ocurren, para que se den las condiciones para su presencia (por ejemplo, coleópteros asociados a incendios). En estas condiciones, además, tienen que existir poblaciones cercanas que permitan la llegada por dispersión de la especie desde el área fuente.



Figura 2. Madera muerta de grandes dimensiones en el suelo en distintas fases de descomposición (Foto: Lluís Comas).

Finalmente, dado que existe una estrecha vinculación entre una elevada diversidad biológica y la madurez de un bosque, es posible definir una serie de atributos asociados a estos procesos. Estos atributos son el resultado de una dinámica natural que sigue el ciclo silvogenético y que actúa durante centenares de años, permitiendo que los procesos naturales se sucedan a lo largo del tiempo en ausencia de perturbaciones de gran intensidad, naturales o de origen antrópico. En resumen, estos elementos clave asociados a una mayor biodiversidad forestal y a una mayor madurez a escala de rodal son:

- *La heterogeneidad espacial del bosque.* La presencia de diferentes tipos de hábitats dentro del bosque, como pequeñas zonas abiertas expuestas a la radiación solar, combinadas con zonas de umbría asociadas a mayor humedad, variaciones en las características del suelo, litología, topografía y gradiente altitudinal, proporcionan una mayor cantidad de nichos ecológicos, los cuales son ocupados por una gran variedad de especies.
- *La diversidad de especies de plantas.* La presencia de diferentes especies de árboles, arbustos y herbáceas proporciona una amplia gama de recursos tróficos o alternativos para animales y hongos.
- *La complejidad estructural del bosque.* La presencia de árboles de diferentes tamaños y edades, así como de troncos caídos y otros elementos estructurales, crea microhábitats y refugios para insectos y otros invertebrados, aves, murciélagos, epífitas como los briofitos y líquenes, etc.
- *La abundancia de madera muerta,* de cualquier tamaño, tumbada en el suelo o en pie, y diferentes estados de descomposición. Miles de especies, llamadas saproxílicas, dependen de este recurso, en muchos casos exclusivamente. La escasez histórica de este recurso en la mayoría de los bosques ha llevado a que muchas de estas especies sean raras y no pocas estén amenazadas.
- *La interacción entre especies.* Las interacciones entre organismos a lo largo del tiempo y el espacio y las funciones que desempeñan, como la polinización, la dispersión de semillas, la depredación, el mutualismo, la competencia, la simbiosis, son esenciales para mantener la diversidad, la salud y la productividad del ecosistema forestal.

Para ampliar conocimientos en relación a estos atributos y a estos procesos se puede consultar la *Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos*.



Figura 3. La heterogeneidad espacial del bosque también puede ser el reflejo de la diversidad de características del suelo, litología y/o topografía (Foto: Lluís Comas).

2. OBJETIVO DE LA GUÍA

El objetivo principal de esta guía es presentar una metodología para el diagnóstico **conjunto de la madurez y el potencial de acogida de biodiversidad a escala de rodal** mediante indicadores directos e indirectos de hábitats forestales mediterráneos. Esta guía incluye la definición y justificación de los indicadores utilizados, los umbrales para su evaluación y la metodología de campo común para realizar dicho diagnóstico.

Es importante aclarar que esta metodología no sirve para evaluar el estado de conservación de

un hábitat, porque no evalúa el área de distribución, ni la superficie ocupada por el hábitat, ni las presiones y amenazas, ni las comunidades de especies que alberga. Sin embargo, la metodología propuesta puede servir para la evaluación a escala de rodal del estado de conservación en cuanto a estructura y función; consultar la *Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos* para ampliar el conocimiento sobre el sistema de evaluación del estado de conservación de un hábitat.

3. SISTEMA DE EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y LA MADUREZ

La evaluación conjunta de la biodiversidad y madurez forestales de esta guía común se basa en dos metodologías que tienen una larga trayectoria de aplicación y disponen de mucho consenso. Estas son el **Índice de Biodiversidad Potencial (IBP)** y el **Índice de Madurez Redbosques**. El IBP está pensado y validado para la evaluación de la capacidad de acogida de taxones forestales (animales, plantas y hongos), a partir de indicadores de estructura del bosque y de indicadores de contexto (Gonin et al, 2012). La metodología Redbosques, propuesta en el marco del proyecto Life-Redbosques (EUROPARC-España, 2020b), y basada en la propuesta llevada a cabo por Rossi y Vallauri (2013), es un índice para la evaluación de la naturalidad del bosque, es decir, de la madurez, la huella humana y la integridad espacial. Si bien es cierto que ambos comparten indicadores de estructura y composición, existen algunas diferencias en la definición y en la metodología de muestreo. En esta guía se describen los indicadores de ambas metodologías, sus diferencias, y se propone una metodología de muestreo de campo común que permite llevar a cabo la doble evaluación.

Aunque no es objeto de esta guía, también es importante evaluar el efecto de la gestión forestal y otras perturbaciones sobre los taxones con especial interés de conservación (endemismos, taxones raros a escala local; catalogados con una categoría de amenaza en los catálogos oficiales de flora y fauna amenazada). Se pueden priorizar especies raras o amenazadas que tengan especial sensibilidad a factores de cambio provocados o influenciados por la gestión

forestal (Jonsson y Siitonen 2013). En este sentido, es importante instaurar metodologías de seguimiento consensuadas. En algunos casos, se pueden adoptar seguimientos ya estandarizados o casi, disponibles sólo para unas pocas especies amenazadas y sensibles a la gestión forestal. En otras, habría que estandarizar metodologías de seguimiento que ya se aplican de una u otra forma por parte de diferentes investigadores o grupos de investigación. Estos seguimientos deberían coincidir, en método y localidades seleccionadas, con el seguimiento de los indicadores indirectos mencionados previamente.



Figura 4. Anillado de un pino piñonero en una actuación de preparación a dinámica natural del LIFE BIORGEST (Foto: Jordi Camprodon).

4. INDICADORES DE RODAL

El objetivo de los dos índices no es el mismo: mientras que el índice de Madurez Redbosques (RB) estima el grado de madurez de un rodal, el IBP estima de manera indirecta el potencial de diversidad taxonómica que puede acoger un rodal. Dado que hay matices en cuanto al método de muestreo y en la forma de medir en campo las variables, en las dos siguientes secciones se describen los detalles de tales similitudes y diferencias para cada indicador. Además, para cada uno se justifica el porqué de su elección. En la tabla 1 se muestra un resumen de todos ellos y en la tabla 2 se esta-

blecen los umbrales que hay que alcanzar para clasificar un rodal en relación con la biodiversidad potencial o la madurez.

La probada base científica sobre la que se sustentan los indicadores propuestos, por ejemplo, el de los microhábitats de los árboles vivos (Siitonen 2001, Larrieu et al. 2018, Stokland et al. 2012) o el de la madera muerta de gran tamaño (Jonsson y Siitonen 2013, Kriebitzsch et al. 2013, Lachat et al. 2013), otorga a este sistema de evaluación conjunto una ventaja innegable en la valoración de la madurez y la diversidad potencial.

TABLA 1

Principales diferencias metodológicas y condicionantes de muestreo entre los indicadores de los dos protocolos de evaluación: RB (Índice de Madurez Redbosques), IBP (Índice Potencial de Biodiversidad). Los detalles del muestreo y los condicionantes de cada protocolo se encuentran en el documento.

Indicador	Protocolo	Escala	Descripción	Diferencias / Condicionantes
Especies arbóreas autóctonas	RB	Rodal	Número de <u>especies</u> arbóreas autóctonas distintas en cualquier estado de desarrollo presentes en el rodal	Vivos h \geq 50 cm
	IBP	Rodal	Factor A. Número de <u>géneros</u> distintos de especies arbóreas autóctonas en cualquier estado de desarrollo <u>vivos o muertos</u> presentes en una superficie de 1 hectárea	Vivos o muertos h \geq 50 cm
Área basal	RB	Parcela	Área basal media (m ² /ha) (árboles vivos de DN > 17,5 cm) del conjunto de parcelas	DN \geq 17,5 cm
	IBP		No se utiliza para la evaluación	

Indicador	Protocolo	Escala	Descripción	Diferencias / Condicionantes
Estratos verticales	RB	Parcela	Número de estratos. Se distinguen 4 estratos de igual altura (solo especies arbóreas en cualquier estado de desarrollo) + 1 estrato emergente	FCC ≥ 20%
	IBP	Rodal	Factor B. Número de estratos - 1 estrato herbáceo y semileñoso - 4 estratos leñosos: muy bajo (<1,5 m); bajo (1,5-5 m); intermedio (5-15 m) y alto (≥15 m)	FCC ≥ 20%
Clases diamétricas	RB	Rodal	Número de CD distintas de especies arbóreas autóctonas presentes en el conjunto de parcelas muestreadas	DN ≥ 17,5 cm
	IBP		No se utiliza para la evaluación	
Árboles grandes y muy grandes	RB	Parcela	Número de pies vivos excepcionales por hectárea. Se considera excepcional si su DN en cm es de al menos 3 veces la altura dominante en m (Ho) de la especie en el rodal	DN ≥ 3xHo
	IBP	Parcela	Factor E. Número de pies vivos por hectárea de: - Árboles Grandes (AG) - Árboles Muy Grandes (AMG)	- AG (37,5 < DN < 57,5 cm) - AMG (DN ≥ 57,5 cm) o (DN ≥ 37,5 cm)*
Madera muerta mediana y grande	RB	Rodal	Volumen de madera muerta <u>en pie</u> o <u>en el suelo</u> de cualquier especie arbórea. Porcentaje (%) de volumen de madera muerta total (en pie y en el suelo) en relación con el volumen de árboles vivos	DN ≥ 17,5 cm
	IBP	Parcela	Factor C. Árboles muertos <u>en pie</u> o <u>estacas</u> de al menos 1 metro de altura (H) de Madera Muerta Mediana (MMM) y/o Madera Muerta Grande (MMG) Factor D. Árboles muertos <u>en el suelo</u> de al menos 1 metro de longitud (L) de Madera Muerta Mediana (MMG) y/o Madera Muerta Grande (MMG)	- H o L ≥ 1 m - MMM (17,5 < DN < 27,5 cm) - MMG (DN > 27,5 cm) o (DN ≥ 17,5 cm)*

* En calidad de estación C (baja) o para especies de géneros de crecimiento lento (*Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...)

Indicador	Protocolo	Escala	Descripción	Diferencias / Condicionantes
Dendromicro- hábitats (DMH)	RB	Rodal	Número <u>de tipos distintos de DMHs</u> de los 10 tipos propuestos que se detectan en el conjunto de parcelas. Un tipo de DMH cuenta si al menos hay 2 árboles por hectárea	
	IBP	Rodal	Factor F. Número de <u>árboles vivos con DMHs</u> por hectárea (DMH-anotar y clasificar, a nivel de los 15 tipos, todos los árboles con DMH observados hasta un máximo de 2 árbol/ha × grupo de DMH)	
Espacios abiertos con especies floricolas	RB		No se utiliza para la evaluación	
	IBP	Parcela	Factor G. Porcentaje (%) de la superficie con espacios abiertos con vegetación florícola	
Dinámica	RB	Rodal	Presencia de cada una de las fases silvogenéticas en el rodal (1. Claros, 2. Regeneración, 3. Ocupación, 4. Exclusión, 5. Maduración, 6. Senescencia)	
	IBP		No se utiliza para la evaluación	
Continuidad temporal del bosque	RB	Rodal	Proporción de bosque en 1956 (%)	Año de referencia 1956
	IBP	Rodal	Factor H. Zonas con arbolado en la ortofoto de 1945 y sin presencia de signos de uso agrícola, anterior o posterior, ni perturbaciones del suelo como consecuencias de reforestaciones	Año de referencia 1945

4.1. ESPECIES ARBÓREAS AUTÓCTONAS (IBP-RB)

Definición

Riqueza en número de especies o géneros arbóreos autóctonos presentes en el rodal en cualquier estado de desarrollo (incluyendo el regenerado).

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se anota la presencia de cualquier especie arbórea viva en el rodal siempre que al menos tenga una altura de 50 cm. El valor a nivel de rodal es el **número de especies distintas** encontradas en todo el rodal.

IBP (Factor A). Se anota la presencia de cualquier especie arbórea **a nivel de género** siempre que al menos tenga una altura de 50 cm. El valor a nivel de rodal es el número de géneros vivos o muertos distintos encontrados en una hectárea. Si se muestrean 2 hectáreas es el valor medio.

Justificación

Madurez. En los bosques naturales la tendencia más probable es que convivan varias especies arbóreas a la vez (Gosselin et al., 2004), en general, más de cinco, excepto en determinados bosques como por ejemplo los hayedos o los bosques subalpinos (que cuentan con pocas especies), o en sentido contrario, los bosques de ribera (que suelen tener una mayor riqueza de especies). En las etapas más maduras de un bosque la tendencia es que vayan apareciendo especies acompañantes más tolerantes a la sombra que van ocupando los estratos de vegetación por debajo del dosel y que poco a poco –dependiendo de la altura de las especies que ocupan el dosel superior– se vayan incorporando a éste. Esta lenta incorporación ocurre a medida que los árboles más viejos pierden parte de la copa, dejando pequeños huecos que permiten una mayor entrada de luz que es aprovechada por estas especies. Existe una correlación entre la riqueza de especies y la diversidad estructural asociada a la madurez ya que esa diversidad supone una diversificación

de entrada de luz que va generando oportunidades para que las especies tolerantes, de crecimiento lento, encuentren condiciones de luz para alcanzar el estrato dominante. Son ejemplos especies como *Sorbus torminalis*, *S. domestica*, *Acer opalus*, *A. campestre*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata*, etc.

Biodiversidad potencial. La biodiversidad de la comunidad asociada a los árboles depende de diferencias estructurales básicas como la palatabilidad de sus hojas para los insectos y otros organismos fitófagos, la dureza de la madera, la rugosidad y estabilidad de la corteza, la capacidad para formar microhábitats, etc. Las especies arbóreas de un mismo género difieren de otras por estas y otras características, con lo que llevan asociado una comunidad de especies de fauna y flora parecida. Por ejemplo, las características fisicoquímicas de la corteza del género *Pinus* determina la comunidad de briófitos asociados, que es distinta de los briófitos que podemos asociar, por ejemplo, al género *Acer* (Casas et al. 2003), pero la especialización, raramente, llega a nivel de especie de árbol. La riqueza y diversificación de rasgos ecológicos de la comunidad de briófitos epífitos es superior en la mayoría de frondosas por sus cortezas estables, que no se desprende en placas como las pináceas. Además, las cortezas rugosas, por ejemplo, roble frente a haya, son preferidas (Belinchón et al. 2011) por ser un sustrato más estable y retener mejor la humedad. La riqueza de líquenes y briófitos epífitos en bosques templados gestionados depende del mantenimiento de la diversidad de especies arbóreas en rodales mixtos; en especial la proporción de árboles grandes de hoja caduca en los pinares, principalmente robles (Király et al. 2013).

Un caso parecido puede establecerse con las aves. Por ejemplo, la mayoría de las especies de páridos europeos (herrerillos y carboneros) muestran preferencia por coníferas o por frondosas, sin una asociación a especies arbóreas en concreto (Camprodon 2013). Por otra parte, la presencia de determinadas frondosas, como álamos o chopos, favorece la selección de un

rodal por los pícidos, ya que la madera blanda facilita la excavación de nidos (Camprodon et al. 2007). Con los insectos ocurre una selección muy diversificada. Por ejemplo, las larvas de determinados lepidópteros, himenópteros y coleópteros se alimentan de plantas nutricias a nivel de género, entre las que cuentan géneros arbóreos. Por poner solo un ejemplo, algunas orugas de esfinges (familia *Sphingidae*) se alimentan preferentemente en tilos (*Tilia* spp.) o bien en chopos (*Populus* spp.) y sauces (*Salix* spp.) o bien en pinos (*Pinus* spp.) (Chinery 2005). En el caso de la madera muerta, la comunidad de coleópteros saproxílicos asociados es distinta dependiendo de si la madera es de una conífera

o de una frondosa. Por ejemplo, *Diaperis boleti* es un tenebriónido que desarrolla su larva en los hongos políporos de árboles caducifolios, en especial abedules (Albouy y Richard 2019). La mezcla arbolada es una de las variables relevantes para una comunidad de coleópteros saproxílicos diversificada en montes mediterráneos (Parisi et al. 2020). Una agrupación de robles viejos como árboles acompañantes en el estrato dominante y/o como componente del sotobosque leñoso para que promocionen con el tiempo al estrato dominante en pinares es esencial para que puedan desarrollarse comunidades únicas de escarabajos saproxílicos en bosques mediterráneos (Buse et al. 2010).



Figura 5. Bosque mediterráneo mixto de frondosas (roble y encina) y pino carrasco (Foto: Jordi Camprodon).

4.2. ÁREA BASAL (RB)

Definición

Es el área basal media (en m²/ha) de todas las parcelas calculada a partir de todos los pies vivos de al menos 17,5 cm de DN (diámetro del tronco medido a 1,30 m de altura).

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se muestrean todos los pies vivos de al menos 17,5 cm de DN en cada parcela. El valor a nivel de rodal es el área basal media de todas las parcelas muestreadas.

IBP. No se muestrea

Justificación

Madurez. El área basal es un indicador forestal

clásico, que describe a la vez la densidad de pies y su tamaño medio indicando de manera muy simple la biomasa que hay en pie. El área basal de los bosques naturales de clima templado suele estar comprendido entre 20 y 50 m²/ha. Este intervalo puede ser algo menor en climas más extremos, en el mediterráneo por escasez de agua o en el subalpino por temperaturas bajas. También puede ser más bajo en peor calidad de estación (suelos pedregosos o muy delgados). Si el bosque está gestionado en turnos largos el valor puede ser más elevado. El área basal irá aumentando y disminuyendo según las fases del *ciclo silvogenético*: las fases iniciales (claros, fase de regeneración y de ocupación) y finales (fase de senescencia) tenderán a ser más bajos mientras que en las intermedias (fases de exclusión y maduración) los valores serán más altos.

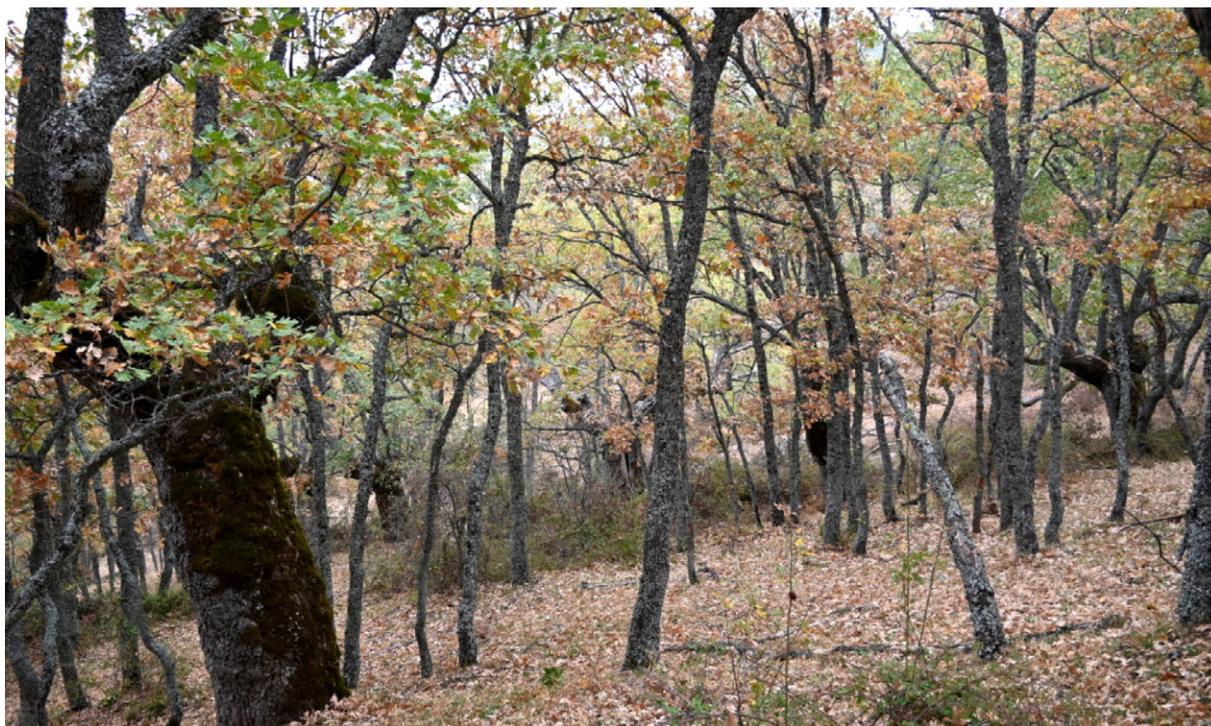


Figura 6. El área basal de un rodal se incrementa notablemente con la presencia de árboles maduros (Foto: Lluís Comas).

4.3. ESTRUCTURA VERTICAL (IBP-RB)

Definición

Se contabiliza el número de estratos verticales de vegetación presentes en cada parcela y en cualquier estadio de desarrollo siempre que en un determinado estrato la fracción de cubierta sea de al menos el 20%.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se distinguen cuatro estratos verticales de igual altura ocupados por las especies arbóreas más un estrato de árboles emergentes a la cubierta dominante. El valor a nivel de rodal es la media de estratos de las parcelas muestreadas.

IBP (Factor B). Se distinguen los estratos siguientes: la vegetación herbácea y semileñosa, la leñosa muy baja (< 1,5 m), baja (1,5-5 m), intermedia (5-15 m) y alta (\geq 15 m).

Justificación

Madurez. Un bosque natural y maduro por lo general es irregular y en donde se pueden distinguir varios estratos verticales (Bauhus et al. 2009). En las etapas más maduras de un bosque la tendencia es que vayan apareciendo nuevos estratos porque van apareciendo otras especies tolerantes a la sombra que van ocupando los estratos de vegetación por debajo del dosel. Son ejemplos especies como *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Acer opalus*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata*. Con el tiempo, las copas de los árboles más viejos que ocupan el dosel superior se van haciendo menos densas permitiendo una mayor entrada de luz en los estratos inferiores. También puede ocurrir que se van abriendo claros en el dosel por la muerte de un árbol dominante permitiendo la aparición de nuevas cohortes de la especie o especies dominantes o, según el tamaño del claro, otras especies más heliófilas. En otros casos puede ocurrir que haya un estrato adicional emergente que corresponde a pies relativamente aislados que sobrepasan la cubierta arbolada dominante (por ejemplo: bosques mixtos con pies de pino carrasco diseminados

y aislados por encima de un encinar dominante más bajo). En estos casos, la probabilidad de que el estrato emergente se mantenga en el futuro es prácticamente nulo porque se trata de bosques en transición que todavía mantienen las especies pioneras. Lo más probable es que estos pies aislados vayan desapareciendo con el tiempo y desaparezca este estrato emergente.

Biodiversidad potencial. La estratificación vertical es un elemento importante para describir la biodiversidad y el funcionamiento de un bosque. Un bosque pluriestratificado define una heterogeneidad vertical que favorece a distintos grupos de especies porque permite una gran diversidad de microambientes (gradientes de radiación solar, temperatura y humedad) que pueden ser ocupados por numerosos grupos taxonómicos (líquenes, briófitos, hongos aflorales, aves, etc.). Por ejemplo, es bien conocida desde hace tiempo la interacción entre los paseriformes y la estructura vertical de la vegetación (MacArthur y MacArthur 1961, Wilson 1974, Wiens 1989) y con elementos estructurales asociados a la madurez, en especial por parte de aves que nidifican en cavidades y se alimentan en los troncos y ramas gruesas de los árboles vivos, decrepitos y de la madera muerta (Avery y Leslie 1990, Newton 1994, Winkler et al. 1995, Harrap y Quinn 1996, Thingstad, 1997, Camprodon et al. 2008).

La diversidad se incrementa si hay un estrato arbustivo y de lianas bien desarrollado, con una diversidad máxima a coberturas superiores al 50% en bosques de encina y alcornoque (Camprodon 2013). Así mismo, la riqueza de especies del sotobosque conlleva una mayor diversidad de insectos asociados a determinadas plantas nutricias y de hongos saprófitos, parásitos y micorrícicos. La densidad del estrato arbustivo y lianoide ofrece además refugio para ungulados y carnívoros. Por el contrario, bosques densos con una continuidad vertical entre copas de árboles, arbustos y lianas, no son favorables para el vuelo de los murciélagos (Guixé y Camprodon 2018).

Los árboles más altos (más de 15 m) y sobre todo si sobresalen en relación con los demás facilita la nidificación de numerosas aves rapaces. Por ejemplo, en encinares de la comarca de la Garrotxa (Cataluña) distintas especies de aves seleccionaron de forma preferente la estratificación vertical: altura y cobertura

del estrato arbóreo o del estrato arbustivo, según la especie de ave (Camprodon 2013). La estratificación puede ser simplificada como resultado de una actuación silvícola (regularización), mediante desbroces o por claras por lo bajo eliminando los pies suprimidos y sin porvenir.



Figura 7. Sotobosque de encinar litoral. El bosque mediterráneo suele tener un sotobosque muy abundante y diverso (Foto: Lluís Comas).

4.4. CLASES DIAMÉTRICAS (RB)

Definición

Solo se evalúa en el protocolo RB y es el número de clases diamétricas (CD) de especies arbóreas autóctonas presentes en el conjunto de parcelas muestreadas.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se cuentan el número de CD a partir de la clase 20, es decir, a partir de un $DN > 17,5$ cm de todos los pies vivos. El valor a nivel de rodal es el número de CD distintas de todas las parcelas muestreadas.

IBP. No se muestrea.

Justificación

Madurez. En un bosque el número de clases diamétricas es un indicador de madurez porque en ausencia de perturbaciones severas el valor va aumentando con el tiempo. Un bosque natural suele tener una estructura irregular tanto en diámetros como en alturas. Un bosque joven se caracteriza por un número reducido de clases diamétricas y con una distribución de j-invertida, bimodal o más o menos uniforme. A medida que el bosque va creciendo el número de clases va aumentando y se va reduciendo la

proporción de pies de las clases inferiores. En las etapas de madurez la caída de un árbol de gran tamaño permite la incorporación de una nueva

cohorta con lo que en el bosque aparecen pies de las primeras clases a la vez que se mantienen pies de gran tamaño.



Figura 8. Encinar con varias clases diamétricas en un rodal del Life BIORGEST (Foto: Jordi Camprodon).

4.5. MADERA MUERTA MEDIANA Y GRANDE (IBP-RB)

Definición

Es la cantidad de madera muerta de tamaño medio o grande en pie o en el suelo de cualquier especie arbórea presente en la parcela. Hay bastantes diferencias en cuanto a método de muestreo, indicadores y condicionantes entre ambos protocolos.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. El umbral mínimo para la madera muerta es de un DN de al menos 17,5 cm. No se distingue

entre la madera muerta en pie o en el suelo. A partir de los datos de cada parcela se calculan dos indicadores, el volumen de madera muerta (en pie y en el suelo) y la proporción de madera muerta en relación con el volumen de los pies vivos. El valor a escala de rodal es, para ambos indicadores, el valor máximo de todas las parcelas muestreadas.

IBP. Se cuentan por separado el número de pies muertos en pie o estacas de al menos 1 metro de altura (*Factor C*) o el número de árboles muertos en el suelo (*Factor D*) de al menos 1 metro de longitud (L). Se considera madera muerta mediana (MMM) si el DN está entre 17,5

y 27,5 cm y madera muerta grande (MMG) si el DN es de al menos 27,5 cm. Excepcionalmente, para la FMG, el DN tiene que ser de al menos 17,5 cm en calidad de estación baja (tipo C) o para especies de crecimiento lento (géneros *Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...).

Justificación

Madurez. La madera muerta de grandes dimensiones es habitual en los bosques maduros. Es un indicador de madurez porque coincide su mayor abundancia con las últimas fases del ciclo silvogenético. Su mayor abundancia es consecuencia de que los árboles de mayor tamaño, al límite de su longevidad van muriendo y es en la fase de senescencia cuando se alcanza la mayor proporción respecto al volumen de árboles vivos. La proporción de madera muerta en los bosques maduros generalmente varía entre el 10 y el 30% del volumen total de madera.

La madera muerta, ya sea en pie o en el suelo, es la base de una compleja red trófica que permite la sucesión de procesos ecológicos, mejorando la integridad del hábitat y su equilibrio natural, aumentando la resiliencia a perturbaciones externas. La madera muerta, sea cual sea su tamaño, tiene importantes funciones ecológicas. Puede reducir la erosión y es clave en el desarrollo del suelo, almacena carbono y agua, es una fuente importante de energía y nutrientes, facilita la germinación de determinadas especies y es un hábitat importante para los descomponedores y los heterótrofos (Harmon et al. 1986, Franklin et al. 1997, Kirby y Drake 1993, Samuelsson et al 1994, McMinn y Crossley 1996, McComb y Lindenmayer 1999). Su incorporación durante el proceso de descomposición garantiza la retención y reciclaje continuo de nutrientes. Además, la materia orgánica que se va incorporando al suelo mejora sus propiedades fisicoquímicas, mejora la capacidad de intercambio catiónico, mejora la estructura y aumenta la capacidad de retención de agua (Lachat et al. 2013). En un contexto de cambio climático, proteger el suelo de cualquier alteración permite que todas estas propiedades se mantengan e incluso mejoren, aunque muy

lentamente. Cualquier movimiento de tierras, además de aumentar el riesgo de erosión si la cubierta vegetal es escasa, supone aumentar la cantidad de materia orgánica a disposición de los organismos descomponedores (hongos y bacterias) acelerando su descomposición (Wirth et al. 2009).

Biodiversidad potencial. La madera muerta de grandes dimensiones es un hábitat clave para un amplio rango de especies saproxílicas (Müller y Bütler 2010). Los grupos dominantes de especies saproxílicas incluyen hongos, briófitos, líquenes, insectos, anfibios, aves y mamíferos. El 25% de las especies forestales dependen de la madera muerta (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012), entre los que destacan tres gremios clave de la diversidad biológica forestal: xilófagos, detritívoros y especies cavícolas. Además, la madera muerta es, de todos los sustratos, probablemente el más crítico para la biodiversidad (Jonsson y Siitonen 2013) y esencial para una gran variedad de flora y fauna saproxílica. De Zan et al. (2014) encuentran ensamblajes entre aves y coleópteros saproxílicos cuando aumenta la cantidad de madera muerta de gran tamaño en hayedos. Cada taxón juega un papel específico en el ciclo de descomposición de la madera muerta. Los hongos transforman sucesivamente los azúcares, la celulosa y luego la lignina. Ciertos insectos comen la madera directamente (xilófagos), otros consumen hongos en la madera muerta, otros son depredadores de los primeros, etc. Las especies más tolerantes pueden sobrevivir en unos pocos tocones y ramas gruesas muertas. Las más exigentes o de movilidad limitada, solo sobrevivirán si hay cantidades sustanciales del tipo de madera muerta requerida y bien distribuida en el rodal (Bobiec et al. 2005). Por ejemplo, la madera muerta de gran diámetro es esencial para la supervivencia de ciertas especies de coleópteros cuyas larvas se desarrollan durante varios años o que solo colonizan árboles muertos tras 4 o 5 años (Dajoz 1974).

Después de los hongos, la mayor biodiversidad asociada a la madera muerta corresponde a

los coleópteros saproxílicos. Por ejemplo, se ha calculado que los robles albergan unas 900 especies de este grupo funcional (Gilg 2012). La capacidad de acogida de un rodal para los coleópteros saproxílicos depende no solo de la cantidad de madera muerta, sino, sobre todo, de la calidad de esta, elemento clave ya apuntado más arriba. Por ejemplo, unas especies ocupan grandes troncos de coníferas, como *Nacerdes carniolica*; otras oquedades en frondosas viejas mediterráneas, como *Prionychus ater*; otras especies desarrollan su fase larvaria en hongos saproxílicos de frondosas y coníferas mediterráneas, como *Triplax lacordairii*, otras viven bajo la corteza de coníferas, como *Pytho depressus*, etc. (EUROPARC-España, 2020b). En general, las frondosas son más ricas en coleópteros saproxílicos que las coníferas.

La madera muerta, en especial la de gran tamaño, influye también en la diversidad de organismos epífitos: líquenes y briófitos (Hofmeister et al. 2015). Por ejemplo, se han descrito varias especies de musgos epífitos características de estados avanzados de descomposición de la madera y en condiciones de humedad ambiental relativamente elevada durante buena parte del año (Crites y Dale 1998); por ejemplo, *Buxbaumia viridis*, *B. aphylla* y *Calypogeia suecica*. La cantidad de madera muerta, al estar asociada a la madurez del bosque, conduce a una mayor riqueza de briófitos y líquenes epífitos en los bosques de mayor grado de naturalización (Boch et al. 2013, Ardelean et al. 2015). Las epífitas a su vez son microhábitats específicos para invertebrados. Su lento crecimiento y limitada capacidad de dispersión condicionan una lenta recuperación de las comunidades tras episodios de perturbación.

Para que un rodal tenga una máxima capacidad de acogida de especies asociadas a la madera muerta (saproxilicas y epixilicas) es importante que esta sea abundante y de las distintas especies o géneros arbóreos potencialmente presentes en el rodal, de distintos tamaños y

grados de descomposición (Kriebitzsch et al. 2013). La cantidad de madera muerta, aunque es importante, lo es menos que la calidad y la diversidad. El factor clave es la combinación de madera muerta en el suelo y en pie y en distintas fases de descomposición (Lassauce et al. 2011). Los árboles muertos en pie son importantes como proveedores de árboles-nido para picos y de cavidades autogénicas (cortezas levantadas, grietas en el fuste). Unas y otras son esenciales para la nidificación de otra fauna, en especial cuando no hay cavidades suficientes en árboles vivos, estableciéndose una red de usuarios que van intercambiando cavidades en el tiempo y el espacio. Los árboles decrepitos o muertos en pie constituyen microhábitats para hongos e invertebrados saproxílicos, diferentes a la gran multitud de especies de hongos e invertebrados que prefieren la madera muerta en suelo, según su grado de descomposición y humedad. La comunidad saproxilica constituye una compleja red trófica con invertebrados y aves depredadores sobre ella, así como parásitos y parasitoides que, en conjunto, regulan las poblaciones de organismos saproxílicos. Por ejemplo, los hongos saproxílicos son, además, microhábitat de coleópteros saproxílicos en su fase larvaria, especializados como carpófagos.

En conclusión, cuanta más variedad de madera muerta haya en el rodal en cantidades importantes, más diversidad habrá de especies, más elevada será la red de interacciones y más estables serán sus poblaciones (Lachat et al. 2013). Abundancias de madera muerta entre 15 y 20 m³/ha en bosques gestionados de coníferas y caducifolios se han considerado como insuficientes para sustentar las comunidades saproxilicas, apuntando como adecuados volúmenes de entre 20 y 50 m³/ha (Müller y Bütler 2010). En esta línea, Bouget et al (2013) aportan para robledales un umbral de unos 50 m³/ha, ya que el número de especies comunes aumentó más lentamente con el volumen de madera muerta por encima 46 m³/ha.

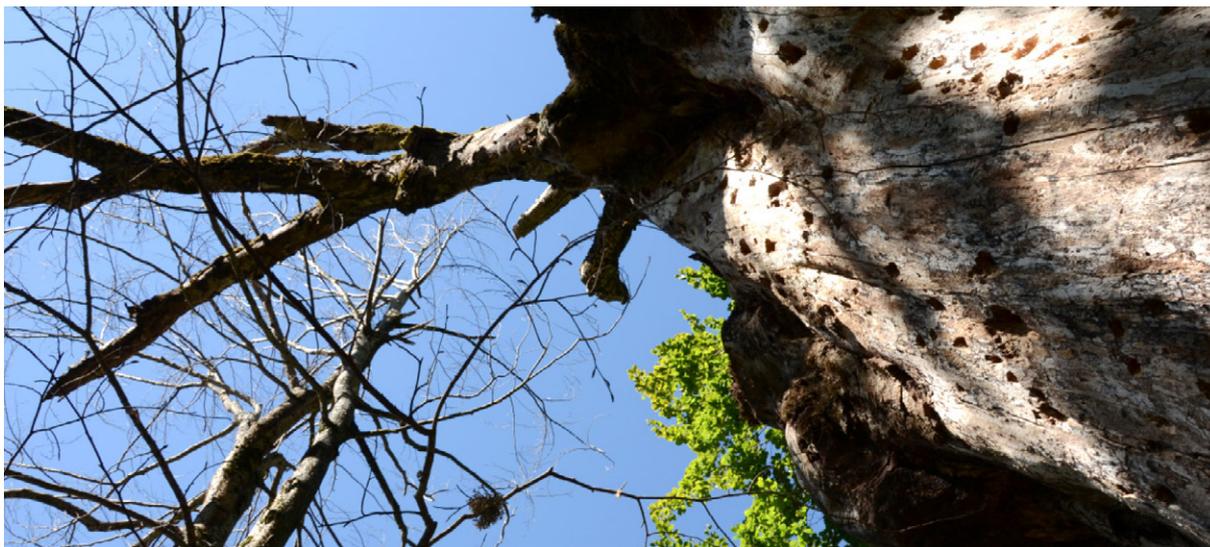


Figura 9. Árbol muerto en pie, aún con ramas gruesas. Se aprecian orificios de emergencia de coleópteros saproxílicos y de alimentación de pícidos. (Foto: Lluís Comas).

4.6. ÁRBOLES GRANDES Y MUY GRANDES (IBP- RB)

Definición

Es el número de pies vivos grandes o muy grandes presentes.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se considera un árbol excepcional (muy grande) si su DN (en cm) es superior a 3 veces la altura dominante (H_0 , en m) de la especie en la parcela. Ejemplo, si $H_0 = 15$ m \times 3 DNe (diámetro excepcional) le corresponde un DNe = 42,5 cm. El valor, a escala de rodal, es la media del número de árboles excepcionales por hectárea de todas las parcelas de muestreo.

IBP (Factor E). Se considera un árbol grande (AG) si el DN está entre 37,5 y 57,5 cm y muy grande (AMG) si el DN es de al menos 57,5 cm. Excepcionalmente se considera muy grande para DN superior a 37,5 cm en calidad de estación baja (calidad C) o especies de crecimiento lento (géneros *Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...).

Justificación

Madurez. Raramente hay pies de diámetro excepcional en bosques gestionados a menos que se

aplique una silvicultura de retención. El número de pies excepcionales es un buen indicador de madurez porque el tiempo que debe transcurrir para que un árbol alcance un diámetro excepcional es elevado, muy por encima de los cien años, habitualmente más de 200 años. Los pies vivos de diámetro excepcional son los pies que contribuyen de manera más significativa en la estructura vertical del bosque. Son clave como refugio y recurso de una rica variedad de especies y para la continuidad del funcionamiento de la comunidad. Los pies excepcionales suelen ser los que han alcanzado la altura máxima posible para una la calidad de estación dada. Estos árboles cuando están llegando al límite de su longevidad, suelen estar coronados. Llegados a este punto solo pueden extender su copa horizontalmente y seguir creciendo solo en diámetro. En el proceso de envejecimiento estos árboles de copa ancha van dejando muchos espacios abiertos que permite la entrada de luz que puede ser aprovechada por una amplia gama de especies tolerantes a la sombra que irán ocupando los estratos intermedios.

Biodiversidad potencial. A medida que un árbol envejece aumenta la probabilidad de que se forme una gran diversidad de microhábitats y, en consecuencia, son sustrato potencial para una

gran diversidad de especies asociadas, muchas de ellas saproxílicas. Estos árboles de gran tamaño, sobre todo si entran en declive, mantienen partes del tronco y de la copa muertos, pero la parte viva puede seguir creciendo durante décadas: Mientras esto ocurre pueden seguir generando nuevos microhábitats mientras otros van desapareciendo. Esta dinámica permite el mantenimiento en un continuo de microhábitats (algunos muy efímeros) a escalas temporales muy largas, permitiendo poblaciones estables de todo un conjunto de especies que a menudo son raras o amenazadas.

Los líquenes y briófitos, en general, son organismos de crecimiento lento, algunos muy lento, con lo cual, la permanencia en el tiempo de los árboles que les sirven de sustrato y de las condiciones microclimáticas estables son factores determinantes de la riqueza de especies y su abundancia. Por ejemplo, *Lobaria pulmonaria* es un líquen de gran talo, de crecimiento especialmente lento, que se utiliza como bioindicador de condiciones temporales estables en bosques (Gilg 2005).



Figura 10. Las encinas grandes (*Quercus ilex*) son escasas, pero si son viejas pueden llegar a tener un gran porte (Foto: Lluís Comas).

4.7. DENDROMICROHÁBITATS (IBP-RB)

Definición

Es la diversidad de dendromicrohábitats (DMH) que se contabilizan en los árboles vivos.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Es el **número de DMH distintos de los 10 grupos posibles** (Anexo A.1 y A.2). Un DMH cuenta si al menos aparece dos veces en el conjunto de parcelas. Si un árbol tiene dos tipos distintos de DMH se anotarán los dos, si un mismo árbol tiene varios DMH del mismo tipo, se cuenta una sola vez.

IBP (Factor F). Es el **número de árboles vivos con DMH por hectárea siempre que sean distintos.**

Se clasifica cada pie con presencia de DMH de alguno de los 15 grupos posibles (Anexo A.1). Se cuentan todos los árboles con DMH observados hasta un máximo de 2 pies por hectárea y grupo de DMH. Si un árbol tiene distintos DMH, se cuentan tantos árboles como DMH distintos tenga, si un mismo árbol tiene varios DMH del mismo tipo, se cuenta una vez.

Justificación

Madurez. La abundancia y la diversidad de dendromicrohábitats aumentan significativamente con el diámetro del árbol y el grosor de la corteza y, por tanto, normalmente con la edad de los árboles (Bütler y Lachat 2009; Vuidot et al. 2011, Larrieu y Cabanettes 2012, Ellis 2012, Nascimbene et al. 2013, Larrieu et al. 2019). En consecuencia, los árboles vivos con DMH suelen ser árboles viejos de gran tamaño asociados a la madurez. Estos árboles generan diferentes DMH que incrementan significativamente la biodiversidad de multitud de grupos taxonómicos (en especial de invertebrados) y, por tanto, favorecen y mantienen ciertos procesos ecológicos que no suelen estar presentes en los bosques con aprovechamientos. La presencia de estos árboles, y sobre todo si existe una elevada diversidad de DMH, favorece la resiliencia y el equilibrio natural del hábitat porque se establece una compleja red de interacciones entre especies.

Biodiversidad potencial. Los árboles vivos, especialmente cuando son viejos, proporcionan muchos DMH esenciales para la supervivencia de muchas especies (Larrieu y Gonin 2008, Emberger et al. 2013). Se calcula que entre un 20 y 40% de las especies forestales de bosques templados y boreales dependen o se benefician de los árboles con DMH (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012, Bauhus et al. 2019), entre los que destacan los coleópteros saproxílicos (Parisi et al. 2019). Muchos de ellos pertenecen a los organismos más amenazados de los ecosistemas forestales templados europeos (Bütler et al. 2013). En un bosque natural, la diversidad y presencia de estos árboles con DMH es alta, muy por encima de los 10 pies/ha.

Del conjunto de microhábitats, el que alberga más especies, entre los invertebrados y vertebrados, son las cavidades. Las que tienen más materia orgánica (Ranius 2002) son las que presentan más riqueza de invertebrados, aunque la heterogeneidad de elementos físicos (volumen, área de la apertura, orientación, situación relativa y diámetro del árbol) también son factores influyentes (Quinto et al. 2014), así como el contenido bioquímico de los sustratos (Micó et al. 2015). Otros microhábitats que influyen en la diversidad de invertebrados son la presencia de grandes tumoraciones (Ramilo 2018).

En el IBP, los musgos y líquenes se clasifican como microhábitat. Ecológicamente participan en la conservación de la humedad ambiental de la madera y el suelo, acción benefactora de otras especies como hongos, plantas vasculares e invertebrados. Además, constituyen el hábitat de pequeños invertebrados como nematodos y moluscos.

Las larvas de los sírfidos saproxílicos son acuáticas o semiacuáticas, asociadas estrechamente a microhábitats forestales como las oquedades en árboles vivos. Dentro de ellas, se encuentran acumulaciones de agua temporales o semipermanentes (dendrotelmas), a la vez que la temperatura y la humedad son más templadas y confortables que al aire libre (Micó et al. 2013).

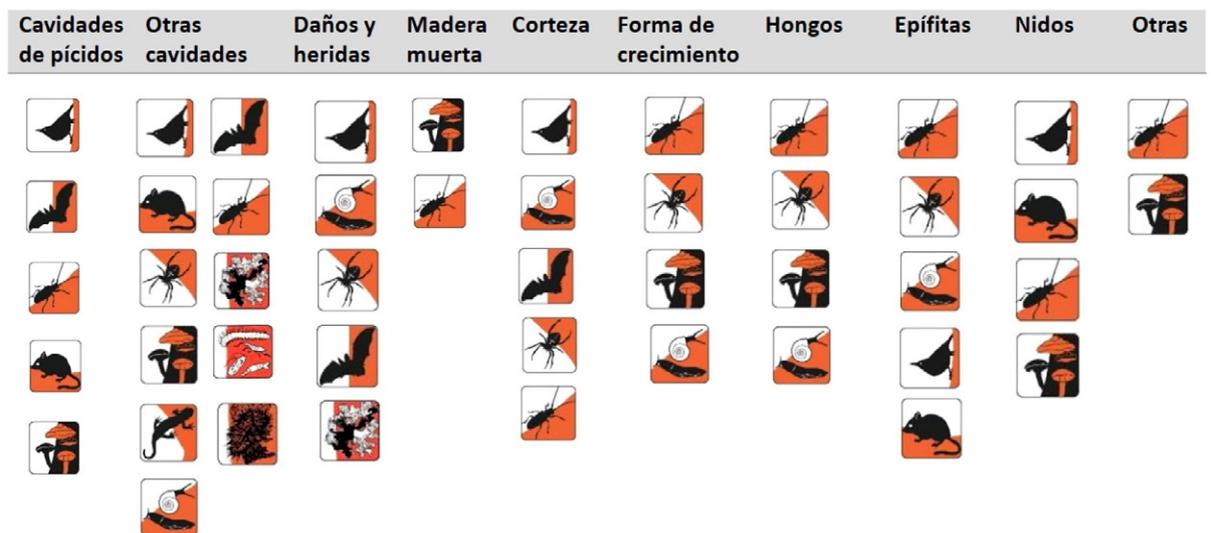
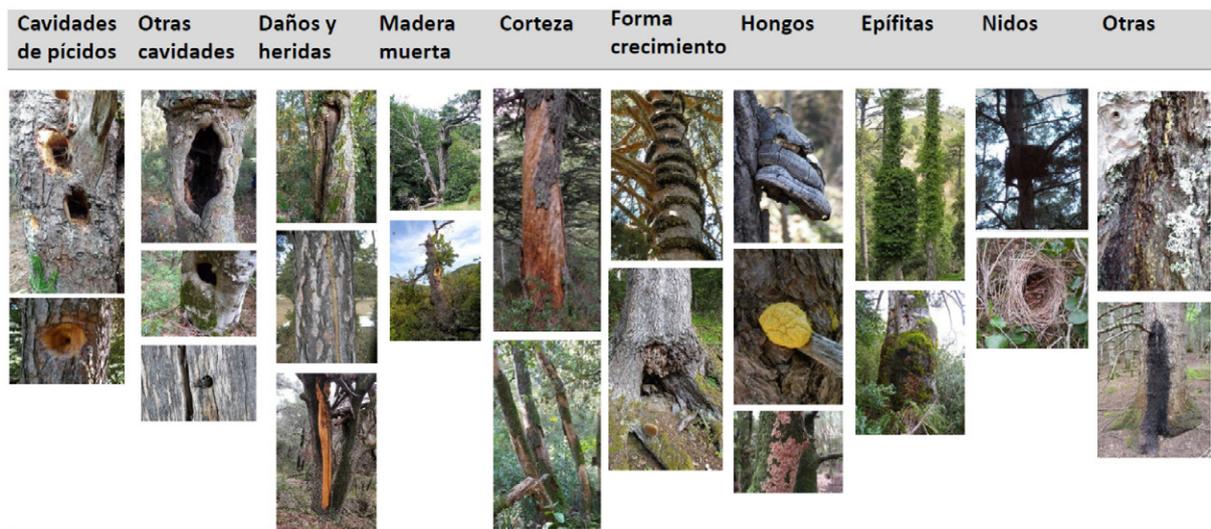


Figura 11. Relación entre los 10 tipos de DMH que se distinguen en el protocolo Redbosques y grupos taxonómicos asociados (modificado de Kraus et al. 2016, fotos: Lluís Comas).

4.8. DINÁMICA (RB)

Definición

Es la presencia de cada una de las seis fases silvogenéticas a escala de todo el rodal. En el ciclo silvogenético se distinguen seis fases: 1. Claros, 2. Regeneración, 3. Ocupación, 4. Exclusión, 5. Maduración, 6. Senescencia.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se anota la presencia de una fase si ocupa una superficie mínima de 200 m², a excepción de la fase de regeneración que puede ser de al menos 100 m². El valor a nivel de rodal es la suma de los valores asignados a cada fase: Claros=2, Regeneración=1, Ocupación=1, Exclusión=1, Maduración=2, Senescencia=3.

IBP. No se muestrea.

Justificación

Madurez. En un bosque a dinámica natural el ciclo silvogenético se puede llegar a expresar de forma completa en ausencia de perturbaciones intensas. Las propiedades estructurales y ecológicas que caracterizan a los bosques maduros van apareciendo gradualmente en el tiempo, y son el resultado de la dinámica propia del ecosistema, en un ciclo continuo que se reinicia constantemente. Las fases de este ciclo son las sucesivas etapas que caracterizan las estructuras por las que va pasando una generación de la vegetación dominante en ausencia de perturbaciones de importancia, desde su origen hasta la renovación completa del vuelo que se reinicia con la muerte de todos los individuos de la generación inicial. Cada fase del ciclo corresponde a diferencias en los principales procesos ecológicos que

tienen lugar en el ecosistema arbolado. Desde el punto de vista de la madurez las fases más avanzadas (fase de madurez y senectud) son las que tienen un mayor valor en tanto que son necesarios varios centenares de años para alcanzar estas fases de desarrollo y solo son posibles en ausencia de aprovechamientos (madera, leña...) o en ausencia de perturbaciones que pudieran cambiar las propiedades estructurales, funcionales y de composición. Bauhus et al. (2009) estiman que los bosques gestionados para madera no cubren ni del 10 al 40% del ciclo, es decir, se mantienen en las primeras fases del ciclo. El ciclo silvogenético y la descripción de cada fase se pueden consultar en la *Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos*.



Figura 12. Claro en un rodal de encinar con regeneración de tejo, encina y distintas especies herbáceas (Foto: Jordi Camprodon).

4.9. ESPACIOS ABIERTOS CON FLORES (IBP)

Definición

Es la proporción de superficie de los espacios abiertos con vegetación florícola (claros en el bosque, bosque poco denso, espacios abiertos en el borde) ya sean claros permanentes o temporales, naturales o debidos a la gestión.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. No se muestrea.

IBP (Factor G). Anotar superficie de claros y zonas poco densas. Se anotan a nivel de todo el rodal. Se valora que la superficie ocupada por especies florícolas esté entre el 1% y el 5%.

Justificación

Biodiversidad potencial. La biodiversidad forestal está subordinada a mantener una cierta proporción, aunque sea baja, de espacios abiertos que permita la presencia relativamente permanente de especies florícolas (ecotonos, corredores...). A menudo, la fauna propiamente forestal y saxícola, necesita espacios abiertos y soleados en algún momento de su ciclo de vida. Por ejemplo,

distintas especies de coleópteros saxícolas que, en su fase adulta, se alimentan del néctar y polen de flores. A escala de rodal, la superficie de espacios abiertos tiene que ser suficiente para mantener poblaciones viables de esas especies, pero no puede ser tan elevada como para que se pierdan las propiedades típicas de un bosque cerrado en términos de radiación, temperatura y humedad que comprometerían la biodiversidad asociada. La persistencia de los claros se mantiene gracias a la acción de pastoreo de ungulados domésticos y/o silvestres o por suelos esqueléticos y plantas cespitosas que dificultan la regeneración generalizada del arbolado.

Atención, no debe confundirse con la fase de claro del ciclo silvogenético, la cual es fruto de la muerte de uno o varios pies al límite de su longevidad abriendo un hueco. La reocupación del espacio puede ser suficientemente rápida, sobre todo si implica poca superficie, como para impedir la instalación de especies florícolas. El cierre del claro se puede producir como consecuencia del crecimiento lateral de las copas de los árboles de alrededor o por la instalación de una nueva cohorte de árboles que en poco tiempo van a ocupar todo el espacio.

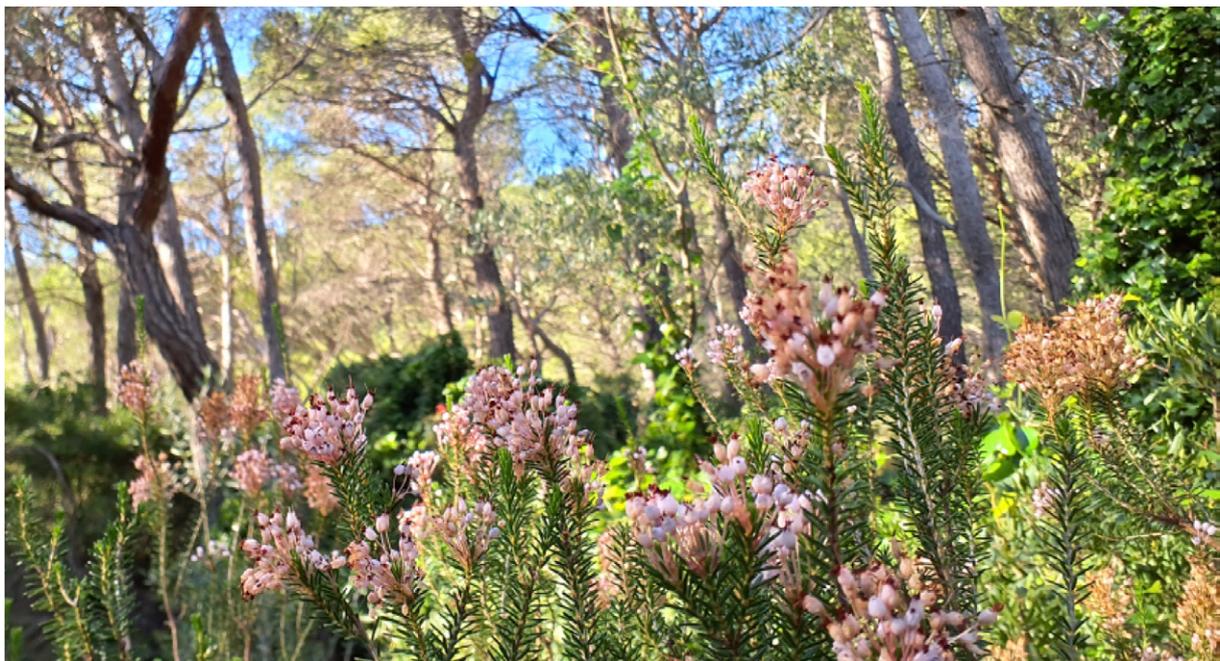


Figura 13. Espacios abiertos lindando con el bosque, colonizados por especies florícolas (Foto: Lluís Comas).

5. INDICADORES DE CONTEXTO

5.1. CONTINUIDAD TEMPORAL DEL BOSQUE (IBP-RB)

Definición

Se considera bosque antiguo si a escala de rodal ya estaba arbolado a mediados del siglo XX y no ha cambiado de usos desde entonces hasta la actualidad.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. Se evalúa en función del porcentaje de bosque en el 1956-57 según el ortofotomapa procedente de las fotografías aéreas de dicho año. Este indicador forma parte de la evaluación de la huella humana antigua complementando los usos agropastorales y forestales antiguos.

IBP (Factor H). Se considera bosque antiguo si el rodal estaba arbolado según la ortofoto de 1945 y si no presenta signos de uso agrícola, anterior o posterior, ni perturbaciones del suelo como consecuencias de reforestaciones. Para complementar este indicador es necesario anotar sobre el terreno si se observan signos evidentes de discontinuidad forestal (muros, terrazas) en toda o en parte de la superficie o de continuidad forestal en rodales que eran desarbolados en 1945 (árboles muy viejos mantenidos en márgenes de antiguos pastos, roquedos que han mantenido el arbolado, etc.); perturbación del suelo en toda la superficie en reforestaciones

(subsolado, labrado entre líneas, arranque de cepas); cualquier documento histórico que permita conocer la edad del bosque.

Justificación

Madurez. La madurez de un bosque está muy relacionada con el suelo. Un suelo forestal para que esté bien constituido necesita muchas décadas para alcanzar las características propias de un suelo maduro y estable (concentración de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, fertilidad, desarrollo completo de los horizontes orgánicos). Cualquier alteración de un suelo antiguo tiene consecuencias inmediatas y después de la perturbación puede tardar muchas décadas, incluso siglos, para recuperarse.

Biodiversidad potencial. La huella de un antiguo uso agropastoral en un bosque se mantiene durante mucho tiempo (décadas e incluso siglos). El impacto puede ser muy visible y mantenerse durante largo tiempo en el suelo. Algunas especies de flora son estrictamente forestales, es decir, necesitan una larga continuidad temporal del bosque porque tienen una muy baja capacidad de dispersión o una baja capacidad de adaptación a suelos no forestales de manera que estas especies no pueden estar presentes en bosques que se han establecido recientemente sobre pastos o terrenos agrícolas abandonados (Hermy et al. 1999, Hermy y Verheyen 2007, Dupouey et al. 2002a y 2002b).

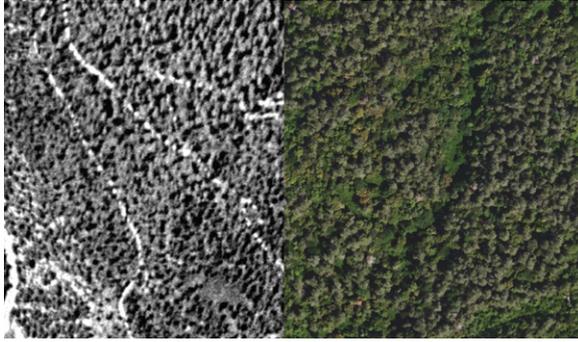


Figura 14. Continuidad del bosque a lo largo de más de 60 años. Comparativa entre fotografías del vuelo del 1956 y actual (Fuente: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya).

5.2. MEDIOS ACUÁTICOS (IBP)

Definición

Se trata de la presencia de los distintos tipos de ambientes acuáticos que se encuentran en el rodal o en las inmediaciones.

Muestreo (diferencias y condicionantes)

RB. No se muestrea.

IBP (Factor I). Se anota la presencia de los diferentes tipos de la lista del anexo A.3 (el valor máximo del indicador se consigue si al menos hay dos tipos distintos).

Justificación

Biodiversidad potencial. Los sistemas acuáticos de agua dulce figuran entre los ecosistemas continentales con mayor biodiversidad (Dudgeon et al. 2006, Maes 2010, UICN 2022). Se ha

calculado que, pese a su reducida superficie, contienen el 10% de los organismos conocidos (WWF 2020). Interconectan e interactúan ecológicamente con los ecosistemas por los que transcurren y actúan como conectores biológicos (Gregory et al. 1991, Wohl 2016). Sus características fisicoquímicas y biológicas dependen y recogen la información de los ecosistemas del conjunto de la cuenca. A escala de rodal, la sombra de los árboles de ribera regula la temperatura del agua, de forma que limita la proliferación algal, los procesos de descomposición rápidos y la eutrofización y mantienen las condiciones ambientales adecuadas para los peces. Las raíces sumergidas de alisos y sauces proporcionan refugio para invertebrados acuáticos y peces.

La biodiversidad forestal se beneficia de la presencia de medios acuáticos dentro del bosque o en sus cercanías: torrentes, ríos, turberas, humedales, balsas, lagos, etc.), siendo determinantes para diversas especies vegetales típicamente forestales, como los alisos y sauces. Los murciélagos forestales beben y cazan sobrevolando las masas de agua. Distintas especies de aves, mamíferos y reptiles son de hábitats semiacuáticos, como los musgaños patiblancos, el desmán, la rata de agua, la nutria y la culebra de agua. Las anátidas y ardeidos se refugian y crían en los tocones o las copas de los árboles de ribera. Los anfibios necesitan cursos y puntos de agua para reproducirse y condiciones de bosque cerrado cerca de los torrentes donde viven para que se pueda mantener una temperatura y humedad adecuada (sobre todo en verano).



Figura. 15. Colonia reproductora de aves ardeidos de hasta 300 nidos en una aliseda a orillas del río Ter (Foto: Jordi Bas).

5.3. MEDIOS ROCOSOS (IBP)

Definición

Se trata de la presencia de los distintos tipos de ambientes rocosos que se encuentran en el rodal o en las inmediaciones.

Muestreo (umbrales y particularidades)

RB. No se muestrea.

IBP (Factor J). Se anota la presencia de los diferentes tipos de la lista del anexo A.4 (el valor máximo del indicador se consigue si al menos hay dos tipos distintos) y siempre que se supere una superficie acumulada 20 m²/ha.

Justificación

Biodiversidad potencial. Una parte de la bio-

diversidad forestal puede depender de los ambientes rocosos y muchas especies solo se encuentran si existe este medio. Cada ambiente rocoso tiene sus propias características (naturaleza de la roca, humedad, inercia térmica) ofreciendo el ambiente propicio para determinadas especies forestales: sustrato, para musgos y líquenes, microsuelos para especies de flora rupícola; sombra, abrigo, refugio para numerosos reptiles, anfibios o artrópodos. Algunos ejemplos de asociaciones son las fisuras que sirven de refugio a pequeños mamíferos (musarañas y roedores) en una pared seca y las microfisuras ocupadas por artrópodos.



Figura 16. Arriba: pared seca en un rodal de encinar del Life BIORGEST. Abajo: Afloramiento rocoso en umbría de encinar con *Ramonda myconi* (Fotos: Jordi Camprodon).

6. UMBRALES

En este apartado se proponen los umbrales para cada indicador para los dos Índices por separado (tabla 2). Para cada uno se proponen cuatro niveles: muy bajo, bajo, medio y alto. Los valores de los umbrales de dicha tabla se basan en los propuestos en los protocolos originales de Redbosques (EUROPARC-España. 2020b), por una parte, y del IBP (Baiges et al. 2022) por la otra.

La justificación general de centrar los valores umbral en indicadores estructurales y de composición en lugar de centrarlo en un conjunto de especies bioindicadoras es que es mucho más fácil que tener en cuenta los requisitos de hábitat de cada especie en particular. Este enfoque que algunos llaman “de filtro grueso” (*Sensu* Hunter et al. 1988) permite cubrir las demandas de la mayor parte de las especies forestales, pero hay un alto riesgo de pasar por alto los requerimientos de algunas especies en particular. Un segundo enfoque, llamado “de filtro fino” consiste en incluir un conjunto de especies objetivo más exigentes para garantizar que se mantengan poblaciones viables para éstas. La inclusión de este conjunto de especies proporciona a los gestores una mayor garantía de que las actuaciones de gestión implementadas tengan éxito (Jonsson and Siitonen, 2013).

El umbral mínimo necesario de atributos estructurales a tener en cuenta depende, en gran medida, del grupo taxonómico o de los procesos a mantener (Bauhus et al. 2009). Por ejemplo, para mantener una población estable de insectos saproxílicos, es importante la densidad y la distribución de la madera muerta. Además, la proporción de esta madera en los diferentes estadios de descomposición, tamaño y su distribución en el espacio y en el tiempo, pueden

ser importantes para proporcionar continuidad del hábitat para especies con diferente movilidad o necesidades tróficas o de refugio (Grove 2002, Harmon 2002). Así, en ausencia de una información más detallada, la solución es mantener elementos y atributos diferentes para el máximo de procesos simultáneos posibles y así proporcionar hábitats para una amplia gama de especies. Esta sería la filosofía que hay detrás del IBP.

Sin embargo, el conocimiento sobre la cantidad y distribución, en el tiempo y en el espacio, de estos elementos necesarios para alcanzar determinados valores de biodiversidad y madurez es todavía bastante limitado en la mayoría de ecosistemas forestales (Bauhus et al. 2009, Müller y Bütler, 2010, Bouget et al. 2013, Larrieu et al. 2019) y aún más escaso en la región mediterránea. Para la madurez, porque en la región mediterránea no existen bosques maduros de referencia con los que compararse.

Por poner un ejemplo, en relación con la biodiversidad, del cual se tiene bastante información, ¿cuál debería ser el umbral mínimo de madera muerta para mantener una biodiversidad saproxílica elevada y estable? La mayoría de las veces, la respuesta es: depende de los objetivos de conservación o de las especies, pero para asegurar el éxito, toda la posible para garantizar su continuidad de manera sostenible en el espacio y el tiempo (Jonsson and Siitonen, 2013). Dado que los requisitos de hábitat difieren entre especies y difieren según el tipo de bosque, es casi imposible identificar umbrales de madera muerta que garanticen la supervivencia de toda la comunidad de especies saproxílicas (Ranius and Jonsson 2007, Jonsson y Siitonen, 2013). Además,

el mantenimiento de comunidades estables de especies saproxílicas no sólo depende de la cantidad, sino también de la calidad de los elementos estructurales y que la estructura forestal permita garantizar estos elementos a escala

no solo espacial sino también temporal. Como regla general, para especies con nichos ecológicos restringidos (especialistas) y/o especies con capacidad de dispersión limitada, el umbral de extinción será más crítico (Müller y Bütler 2010).



Figura 17. Madera muerta anillada y tumbada para favorecer la biodiversidad (Fotos: Jordi Camprodon).

En la práctica, los umbrales se pueden definir con mayor facilidad cuando se focalizan en una sola especie. Sin embargo, es mucho más útil intentar determinar estos umbrales a nivel de comunidad. En consecuencia, tiene sentido tener en cuenta tantas especies como sea posible a la hora de establecer los umbrales de hábitat para mantener toda la comunidad de especies que dependen de, por ejemplo, la madera muerta (Lachat et al. 2013, Bouget et al. 2013). Müller y Bütler (2010) realizaron una revisión de la literatura basada en 37 umbrales para la madera muerta. La mayoría de especies o grupos de especies consideradas mostraron un pico entre 20-30 m³/ha en bosques de coníferas boreales, 30-40 m³/ha para los bosques mixtos de montaña y 30-50 m³/ha para los bosques templados centroeuropeos. Según estos autores, con

estas cantidades se pueden mantener la mayoría de poblaciones de especies saproxílicas. No obstante, algunas especies muy exigentes necesitan una cantidad de madera muerta mucho más elevada, lo que supone que es recomendable establecer reservas forestales donde los bosques puedan seguir una dinámica natural para que se puedan mantener las cantidades de madera muerta adecuadas para estas especies (Jonsson y Siitonen 2013) y generar madera muerta de distintas tipologías repartidas por los distintos ecosistemas forestales del monte para garantizar la conectividad entre poblaciones (Jonsson et al. 2005).

En la tabla 2, se proponen dos tipos de umbrales, uno para cada Índice: umbrales IBP para los indicadores de la capacidad de acogida de biodiversidad

y umbrales RB para los indicadores de madurez de un rodal. Naturalmente, esta propuesta está sujeta a modificaciones a medida que se vayan acumulando evidencias empíricas de: i) la relación entre estos indicadores y la respuesta en cuanto a riqueza de los distintos grupos taxonómicos o ii) los valores de madurez que se pueden llegar a alcanzar para cada indicador en rodales maduros considerados de referencia.

Para el IBP (Baiges et al. 2022), los valores mínimos serían los considerados compatibles con una gestión forestal multifuncional: umbrales del IBP correspondientes al valor 5 de cada indicador. Cabe reseñar que si bien alcanzar este valor mínimo, para muchos grupos taxonómicos puede significar un salto cualitativo en cuanto a biodiversidad, no significa que, incrementando, por ejemplo, la cantidad de madera no siga aumentando todavía más la biodiversidad asociada.

Para la madurez los umbrales propuestos son los compatibles con la dinámica natural, es decir, mayor madurez y menor huella humana, en definitiva, una gestión dirigida a la conservación de las funciones y los procesos propios de la dinámica natural y de la biodiversidad que lleva asociada. Los umbrales para cada indicador se establecen a partir de un rango que, en el protocolo original (EUROPARC-España. 2020b) va entre 0 y 10, y que fue establecido para cada uno en el marco del proyecto LIFE Redbosques. Por ejemplo, el rango de valores establecido para el volumen de madera muerta para los encinares está entre 5 y 25 m³/ha, es decir por debajo de 5 m³/ha el valor del indicador para madera muerta es muy bajo, a partir de 25 m³/ha el valor es alto y los que están entre 5 y 25 se consideran valores entre bajos y medios. Los valores de referencia para considerar que un bosque es maduro son los correspondientes al valor de madurez "alto".

TABLA 2

Valores umbral de cada indicador para la capacidad de acogida de biodiversidad y para la madurez. Para los detalles de cada variable ver la tabla 1.

		Valor umbral			
		Muy bajo	Bajo	Medio	Alto
		0 0-0,9	1 1,0-3,9	2 4,0-6,9	5 7,0-10
IBP Capacidad de acoger biodiversidad					
RB Madurez					
Indicador	Variable				
Especies arbóreas autóctonas	IBP Núm. de géneros (individuos vivos o muertos)	0-1	2	3-4	≥5
	RB Núm. de especies vivas	<3	3-4	5-6	≥7
Área basal	RB Área basal (árboles vivos) (m ² /ha)	<21,5	21,5-25,9	26-30,4	≥30,5
Clases diamétricas	RB Núm. de clases ⁽¹⁾	<6	6-8	9-11	≥11
		<8	8-10	11-13	≥13
		<6	6-8	9-11	≥11
Estructura vertical	IBP Núm. de estratos de vegetación	<2	2	3-4	5
	RB Núm. de estratos arbolados	<2,2	2,2-2,8	2,9-3,4	≥3,4
Árboles grandes y muy grandes	IBP Abundancia de árboles grandes (AG) y muy grandes (AMG) (pies/ha)	<1 AMG y AG	<1 AMG y ≥1 AG	1-4 AMG	≥5 AMG
		RB Abundancia de árboles excepcionales (pies/ha) ⁽¹⁾	<14	14-25,9	26-37,9
		<23	23-31,9	32-40,9	≥41
		<33	33-41,9	42-50,9	≥51
Madera muerta mediana y grande	IBP Abundancia en pie mediana (MMM) y grande (MMG) (pies/ha)	<1 MMG y MMM	<1 MMG y ≥1 MMM	1-2 MMG	≥3 MMG
		IBP Abundancia en el suelo mediana (MMM) y grande (MMG) (piezas/ha)	<1 MMG y MMM	<1 MMG y ≥1 MMM	1-2 MMG
	RB Abundancia en pie y en el suelo (m ³ /ha) ⁽¹⁾	<14	14-25,9	26-37,9	≥38
		<14	14-25,9	26-37,9	≥38
		<8	8-16,9	17-25,9	≥26
RB Proporción respecto a la viva (%)	<7,5	7,5-14,9	15-22,4	≥22,5	
Dendromicrohábitats	IBP Abundancia de árboles portadores (pies/ha)	<2	2	3-7	≥8
	RB Núm. de tipos distintos	<4	4	5-6	≥7
Espacios abiertos con flores	IBP Proporción de superficie sin cubierta arbórea (%)	0	0	<1 o >5	1-5
Dinámica	RB Fases silvogenéticas (fases) ⁽²⁾	1 y/o 2	3 y/o 4	5 y 6	Todas
Continuidad temporal del bosque	IBP Bosque antes de 1945 (valor)	0	0	2	5
	RB Proporción de bosque antes de 1956 (%)	0-10	11-25	26-75	≥76

⁽¹⁾ Valor según hábitat y por orden: 42.84 - Pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*); 41.7&1 - Robledales de *Quercus humilis* (o híbridos); 45.3 - Encinares (bosques de *Quercus ilex* o *Q. rotundifolia*)

⁽²⁾ Se distinguen 6 fases silvogenéticas: 1) claro, 2) regeneración, 3) ocupación, 4) exclusión, 5) madurez y 6) senectud

7. PROTOCOLO DE CAMPO DE EVALUACIÓN CONJUNTO

Los respectivos protocolos de campo de cada sistema de evaluación se mantienen sin cambios, excepto en algunos detalles que se describen en este apartado. Para la evaluación de la madurez se debe seguir el sistema de muestreo por parcelas (LIFE Redbosques 2018). En este documento se describe la metodología de campo y los cálculos a realizar para la obtención de los indicadores de madurez. Para que la evaluación del IBP sea compatible con la de Redbosques se debe seguir también el sistema de muestreo del IBP por parcelas (https://cpf.gencat.cat/ca/cpf_03_linies_actuacio/cpf_transferencia_coneixement/Index-Biodiversitat-Potencial/documents-i-publicacions-relacionades-amb-libp/Fitxes_i_protocol_IBP/).

En el anexo A.5 se encuentra el estadillo de campo correspondiente al muestreo común. La ficha està dividida en dos secciones, la primera corresponde a la escala de rodal donde se resumen los indicadores evaluados a escala de parcela y los indicadores que se evalúan a escala de rodal como es el caso de los factores de contexto del IBP (Factor H, I y J) o, por ejemplo, el número de clases diamétricas distintas para el RB. En la sección de parcelas, se tiene que decidir cuál va a ser su tamaño para determinar el número de parcela necesario para muestrear la superficie requerida.

La superficie muestreada tiene que cubrir como mínimo una hectárea y representar entre el 15% y el 50% de la superficie total, es decir, por cada 6 hectáreas, aproximadamente, se tiene que muestrear al menos una hectárea. Es muy recomendable realizar el muestreo con parcelas circulares, por consiguiente, si se hacen parcelas de 25,2 metros de radio son necesarias 5 parcelas, si las parcelas son de 32,6 m de

radio hay que hacer 3 parcelas y así sucesivamente. Se recomienda no reducir el número de parcelas a menos de 3 por rodal.

El muestreo del IBP se tiene que realizar sin tope para los factores C, D (madera muerta en pie, madera muerta en el suelo, respectivamente) y factor E (árboles muy grandes), aunque se haya superado el valor mínimo para alcanzar la puntuación máxima de 5. El único que se puede mantener el tope es para el factor F (DMH), cuando se alcanza el valor mínimo de 2 árboles con un mismo microhábitat. Para el resto de factores A, B, H, I y J, se debe seguir la metodología de muestreo original.

Con esta propuesta de muestreo la evaluación completa es más lenta que la que se propone en las versiones de los protocolos de muestreo originales.

Las diferencias en el muestreo respecto a los respectivos protocolos originales son:

- En cada parcela hay que contar el número de pies vivos por clases diamétricas (CD) y especie a partir de la CD20 ($DN \geq 17,5$ cm). Las CD20 y CD25 se cuentan únicamente los pies hasta el radio de 10 m. De la CD30 a la CD55 se tienen que contar todos los pies dentro del radio de muestreo escogido (25,2 m si se muestrean 5 parcelas, 32,6 m si se muestrean 3 parcelas, etc.). A partir de la CD60 hay que medir y anotar el DN. Se puede hacer con forçipula o con cinta forestal indistintamente.
- Obtener la altura dominante (H_0) en cada parcela y para cada especie (normalmente una o dos especies si la segunda alcanza un

porcentaje de FCC del 30%). El valor de la H_0 se obtiene de la media de los 3 árboles de mayor grosor de la parcela. Con este dato y el número de pies por CD y por especie se puede calcular el volumen con corteza de los pies vivos que es necesario para obtener la proporción de volumen de madera muerta respecto a la viva.

- Para la madera muerta en el suelo, de todas las piezas que tengan un diámetro de al menos 17,5 cm medir la longitud hasta este diámetro y el diámetro del tronco a la mitad de esta longitud. Para los pies muertos en pie presentes en la parcela, medir el diámetro normal y la altura del tronco. Con esta información se obtiene el número de piezas en el suelo y en pie y se puede calcular el

volumen de madera muerta total (en pie y en el suelo).

- Para los árboles vivos con DMH y para el IBP, se anota el número de árboles según el tipo de DMH observado hasta un máximo de 2 árbol/ha por grupo de DMH de los 15 tipos propuestos (Anexo A.1 y A.2). Si un árbol tiene distintos DMH, se cuentan tantos árboles como DMH distintos tenga; si un mismo árbol tiene un DMH repetido, se cuenta una vez. Para Redbosques, se anota el número de tipos distintos de microhábitats de los 10 tipos propuestos (anexo A.2) que se detectan en la parcela. Un tipo de DMH cuenta si al menos hay 2 por hectárea. Si un árbol tiene 2 tipos distintos de microhábitats se anotará dos veces.



Figura 18. Muestreo de campo del protocolo IBP y Redbosques (Foto: Lluís Comas)

8. PROTOCOLOS DE SEGUIMIENTO DIRECTO DE LA BIODIVERSIDAD A ESCALA DE RODAL

En este apartado se describen las recomendaciones en cuanto a los protocolos de muestreo y seguimiento directo de la biodiversidad para distintos grupos taxonómicos. Como se comentaba en la introducción un determinado rodal puede presentar características que pueden resultar más o menos idóneas a determinadas especies, pero aun así la especie puede o no estar presente porque existen otros condicionantes ajenos y difíciles de controlar. El seguimiento directo de la biodiversidad mediante métodos de muestreo estandarizados es la mejor forma de demostrar que una determinada actuación tiene un efecto directo en la conservación de la biodiversidad, en definitiva, que existe una relación causa-efecto. A largo plazo, ir estableciendo las bases de estas relaciones puede ayudar a determinar cuál es la mejor opción de gestión en cada caso y precisar cuáles son los umbrales óptimos para mejorar la biodiversidad de los distintos grupos taxonómicos.

8.1. COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS

Los coleópteros saproxílicos duplican en riqueza de especies a todos los vertebrados, con por lo menos unas 2.500 especies ibéricas (Grove 2002). Pueden distinguirse distintos gremios ecológicos o funcionales según el sustrato donde se desarrollan las larvas. Así, el gremio de especies xilófagas coloniza las fases más tempranas de la descomposición de la madera; son capaces de fragmentarla y de degradar parte de las moléculas orgánicas complejas que la componen (lignina, celulosa y hemicelulosa). La madera más degradada y mezclada con otros restos orgánicos vegetales es la adecuada para las especies saproxilófagas. Cuando el estado de descomposición de la

madera está ya muy avanzado y se acumula en forma de humus, aparecen las especies saprófagas. Un gremio funcional particular lo constituyen los xilomicetófagos, cuyas larvas se alimentan de hongos saproxílicos basidiomicetos, ascomicetos y hongos microscópicos (Stokland et al. 2012) o bien de las distintas fases de descomposición generadas por estos hongos o de sus productos (Alexander 2008). A estos gremios se les añaden los depredadores especializados en insectos de la madera muerta y los comensalistas.

Los coleópteros saproxílicos son, probablemente, los indicadores ecológicos y de biodiversidad, que aportan más información sobre la biodiversidad directa del bosque y la complejidad funcional del ecosistema (Müller y Bütler 2010, Lassauce et al. 2013). La respuesta de la comunidad de insectos saproxílicos a los cambios asociados a la madera muerta existente en pie o en el suelo es rápida porque son especies que tienen un ciclo de vida corto comparado con otros grupos taxonómicos (por ejemplo, aves y quirópteros). En este sentido, se sabe que la comunidad de coleópteros saproxílicos permite inferir sobre los cambios en la comunidad saproxílica entera, convirtiendo este grupo en uno de los mejores bioindicadores asociados a la madurez. Por ello, es necesario capturar una muestra representativa para cada rodal teniendo en cuenta también que pueden existir importantes limitaciones de presupuesto que condicionan el diseño de muestreo de campo y en particular en el número de parcelas por rodal. En este sentido cabe reseñar: i) el coste de las trampas; el tiempo de dedicación en la recogida de muestras y preparación; iii) la determinación de todos los coleópteros, según familia, género o especie para saber su ecología trófica.

Se recomienda instalar al menos tres trampas pasivas de intercepción, una por parcela de seguimiento de los indicadores indirectos. Las trampas deben instalarse de manera simultánea en todos los rodales desde principios de mayo a finales de julio para hacerlos coincidir con los meses de máxima actividad de los coleópteros saproxílicos en clima mediterráneo. Se recomienda recoger las muestras cada 15 días y fijarlas con alcohol de 70°. Las trampas de intercepción del vuelo de tipo CROSSTRAP mini de la casa ECONEX son una buena elección.



Figura 19. Abajo izquierda: parcela BIORGEST con trampa pasiva para coleópteros saproxílicos. Arriba: *Cerambyx cerdo*, coleóptero saproxílico (Fotos: Jordi Camprodon / Jordi Baucells).

De cada muestra por separado se determinan todas las especies de coleópteros. El resto de artrópodos capturados se pueden conservar para futuros estudios. Se construye una base de datos con cada captura individualizada por

trampa (= parcela), rodal y fecha de muestreo. Se añaden los campos del grupo funcional saproxílicos y clasificación según los diferentes gremios funcionales saproxílicos. Esta información se puede relacionar finalmente con los datos de estructura y composición de la parcela en pies vivos y muertos, con la cantidad y diversidad de madera muerta en pie y en el suelo y con la diversidad de los otros grupos taxonómicos (briófitos, aves, etc.).

8.2. AVES

Es bien conocida la relación positiva entre la abundancia de aves, la edad del rodal, la cobertura de copas, la estratificación vertical de la vegetación y la densidad de árboles de gran tamaño. La relación afecta al conjunto de la comunidad de aves, pero en particular a los pícidos y passeriformes ocupantes secundarios de cavidades en árbol (Camprodon 2007). La ausencia o escasez de árboles de cierto tamaño (superiores a 30 cm de diámetro normal) resulta crítica para algunas especies, como el pito negro o el trepador azul en bosques mediterráneos (Arriero et al 2006, Camprodon 2013).

Las aves comunes forestales se censan mediante el método de las estaciones de escucha cuantitativas (Tellería 1986, Bibby et al. 1992), método habitual en medios forestales, ya que al tratarse de censos puntuales permite un buen ensamblaje con los inventarios forestales y de vegetación. Este censo es válido para el conjunto de la comunidad de aves (passeriformes, pícidos y colúmbidos), que marcan el territorio mediante canto o que son pródigas en emisiones sonoras. Solo se excluyen las rapaces y otras aves de gran tamaño, discretas y de territorios amplios, de aparición esporádica durante los censos y que, en cualquier caso, requerirían de un protocolo de muestreo específico.

Las estaciones de muestreo tienen que coincidir con el centro de las parcelas dasométricas y de los indicadores del protocolo común descrito en esta guía. Se contabilizan las especies de aves vistas u oídas en cuatro bandas concéntricas de

25 m, 50 m, 100 m y más allá de los 100 m. Para un buen ensamblaje con las variables dasométricas y los indicadores de madurez y el IBP se recomienda seleccionar los contactos dentro de la banda de 50 m para los tratamientos estadísticos, banda que, además, en bosques densos como los mediterráneos es un límite controlable por el censador. La duración recomendada de cada escucha es de 20 minutos. Períodos más breves pueden omitir aves que no se manifiestan y períodos más largos no aportan demasiada información adicional y consumen un tiempo que limita el número de estaciones por jornada.

Habitualmente se censan las aves nidificantes, ya que es la época más crítica y en la cual las aves son especialmente territoriales. En hábitats mediterráneos la época de censo recomendada es del 20 de abril hasta el 10 de junio. Puede retrasarse en ambientes de alta montaña. Los censos empiezan desde media hora después de la salida del sol hasta media mañana, de forma que permiten realizar un máximo de 4-6 estaciones por jornada, si los desplazamientos entre estaciones no toman mucho tiempo.

Para asegurar la independencia total de la muestra se recomienda una estación por rodal de menos de 10 ha o bien varias estaciones separadas un mínimo de 400 m, coincidiendo con los inventarios del hábitat y luego calcular la media por rodal. Los pícidos, que disponen de territorios más amplios que los passeriformes, acostumbran a ser subestimados en las estaciones de escucha. Lo

mismo para las aves nocturnas (becada, chotacabras, rapaces). Al tratarse de dos grupos con alto valor indicador, pueden realizarse censos complementarios. Por ejemplo, estaciones de 10 minutos separadas unos 500 m, con el apoyo de la reproducción de grabaciones de las voces de cada especie. En marzo y abril (época central del celo), por la mañana para los pícidos y durante el crepúsculo y dos primeras horas de la noche para las nocturnas. Últimamente se están desarrollando métodos de detección pasiva con grabadoras automáticas. Por el momento, esta tecnología es útil para censar especies escasas, raras y/o de detección difícil, para las cuales tienen que desarrollarse identificadores específicos.

La métrica más comúnmente utilizada en los tratamientos de los datos es la riqueza específica y la abundancia total de aves por punto de muestreo. De cara a relacionar las aves con las variables estructurales a escala de rodal resulta muy útil clasificar las especies en gremios ecológicos, por ejemplo: trepadoras (obtienen el alimento en las cortezas de tronco y ramas de los árboles), nidificantes en cavidades de árbol, aves que nidifican y se alimentan en copas de los árboles, aves del estrato arbustivo del sotobosque y aves que crían y se alimentan en el suelo. También pueden clasificarse según la selección de las cubiertas del suelo a escala de paisaje: especialistas de bosque, generalistas (aves comunes en el bosque que también se encuentran en espacios abiertos) y aves de espacios abiertos (aves exclusivas de matorrales, pastos y/o cultivos).



Figura 20. *Curruca carrasqueña (Sylvia cantillans)* un ave de sotobosque y medio arbustivo y trepador azul (*Sitta europaea*), especie que se alimenta en los troncos y ramas gruesas y cría en cavidades de árbol (Fotos: Eudald Solà).

8.3. QUIRÓPTEROS

La mayoría de las más de 30 especies de quirópteros ibéricos utilizan los bosques en algún momento de su ciclo vital, ya sea para cazar, aparearse, criar, hibernar o como refugio temporal. Sin embargo, algunas especies están estrechamente ligadas a los ambientes forestales: los denominados murciélagos arborícolas (Guixé y Camprodon, 2018).

La capacidad de acogida de un bosque para los murciélagos depende estrechamente de la estructura del arbolado. Las densidades muy elevadas dificultan los desplazamientos, los vuelos de caza y la búsqueda de refugios. Otro factor influyente es la heterogeneidad del perfil vertical de la vegetación y la riqueza florística, que facilita la diversidad de artrópodos presa. Por último, una variable determinante es la disponibilidad de cavidades en árbol particulares para cada especie. No vale cualquier cavidad: cada especie de quiróptero arborícola tiene sus preferencias: por ejemplo, nidos de picos para los nódulos, pequeñas oquedades para los orejados o grietas bajo corteza para el murciélago de bosque. Cuando la disponibilidad de buenas cavidades es limitada, la capacidad de acogida del bosque será menor y la probabilidad de depredación, mayor (Guixé y Camprodon 2018). Una colonia de murciélagos arborícolas utiliza varias cavidades de un mismo rodal a lo largo del año (Tillon et al. 2016). Los murciélagos cazan en espacios abiertos y beben en puntos de agua. Entonces, su valor como indicador estriba más en la escala de finca o de paisaje que la de rodal, el cual es importante sobre todo como refugio.

La metodología usada para censar los murciélagos consiste en las estaciones automáticas de grabación de ultrasonidos, siguiendo los protocolos de las estaciones de seguimiento Quirohàbitats. Se trata de un seguimiento remoto y multiespecífico. Actualmente los análisis de los ultrasonidos permiten clasificar las grabaciones hasta el nivel de especie, a excepción de algunas

que se confunden entre ellas y se agrupan en “grupos fónicos”. La bioacústica es una tecnología en constante evolución. Existen distintos modelos de grabadoras, que varían en sus prestaciones y precio, así como software para la identificación automática de grandes paquetes de datos.

Para conseguir una muestra representativa de la riqueza y actividad de murciélagos en el rodal es importante disponer de varias noches de grabación. El protocolo Quirohàbitats lo estandariza un mínimo de 4 hasta 7 estaciones consecutivas. Para ajustar una máxima eficiencia, pueden dejarse las grabadoras durante 7 días, programadas para grabar cada noche. De este modo pueden recogerse siempre el mismo día de cada semana, lo que facilita la logística si el muestreo se prolonga varias semanas.

Para el tratamiento de las grabaciones, se seleccionan aquellas con una media de contactos similar, descartando los valores extremos (por ejemplo, noches con pocos contactos debido a la lluvia o el viento). Pueden seleccionarse distintos periodos de grabación, por ejemplo, un período por estación del año, para seguimientos de tendencias poblacionales a largo plazo. No obstante, para relacionar la diversidad de murciélagos con las variables del hábitat a escala de rodal es mejor realizar el muestreo durante la época de cría, desde finales de junio hasta mediados de julio, preferentemente (15 de mayo a 15 de agosto como fechas extremas). El horario de grabación se programa media hora antes de la puesta del sol hasta media hora después del amanecer.

Los quirópteros forestales se refugian en cavidades en árbol y su actividad se extiende dentro del bosque y en los espacios abiertos, desde unos centenares de metros hasta varios kilómetros de distancia según la especie. Por consiguiente, se emplaza una sola estación por rodal, coincidiendo con la que tenga mejor acceso y estructura y, a ser posible, la más centrada dentro del rodal.

En el tratamiento de los datos se toma la media de las estaciones dasométricas, IBP y/o Redbosques del rodal. La métrica más comúnmente utilizada en los tratamientos de los datos es la riqueza específica media y el número de contactos medio por especie o grupo fónico. De cara a relacionar mejor los murciélagos con las variables estructurales a escala de rodal resulta muy útil clasificarlos en gremios ecológicos. La clasificación más útil es distinguir entre especies arborícolas estrictas (las que habitualmente se refugian en cavidades en árbol), las de alimentación forestal (que cazan habitualmente dentro del bosque) y las generalistas (pueden frecuentar el bosque, pero habitualmente cazan en espacios abiertos y se refugian en fisuras y cavidades en roca o edificios).

Como se ha comentado, no todas las especies son identificables. Entre ellas figuran especies arborícolas, como la mayoría de especies del género *Myotis*, *Plecotus* y *Nyctalus*. Si interesa recabar información sobre estas especies se pueden combinar las estaciones de ecolocalización con sesiones de trampeo nocturno (mediante redes de niebla y arpas forestales). Las capturas permiten, además, colocar emisores de radiofrecuencia en individuos capturados para así intentar hallar sus colonias y tipificar los árboles y rodales refugio. Con una noche cubierta por dos grupos trabajando simultáneamente (por ejemplo, un equipo dentro del rodal y otro en arroyos o balsas) pueden capturarse la mayor parte de especies.

Otro método complementario de seguimiento son las cajas refugio especiales para acoger murciélagos. Se pueden emplazar en grupos de 3 a 5 cajas por rodal de unas 8-10 ha, separadas unas pocas decenas de metros. Pueden ser cajas de modelos diferentes para tener mayor probabilidad de ocupación por distintas especies y orientadas a espacios de vuelo, nunca al sol directo. Además, constituyen un elemento de mejora del hábitat para especies raras o amenazadas de quirópteros arborícolas, al proporcionar

refugios artificiales donde las cavidades naturales en árbol son escasas. Los quirópteros no empiezan a ocupar las cajas nido hasta meses después de su emplazamiento, una vez las localizan y se acostumbran a su uso. Así pues, la revisión de las cajas refugio se puede iniciar a un año vista de su instalación. Existen infinidad de modelos de cajas, algunos diseñados para determinadas especies. Pueden ser de madera o de "cemento de madera". Se instalan colgadas de una rama o atadas o clavadas al tronco en claros del bosque o a lo largo de un camino forestal, a unos 3-5 metros de altura. La revisión es diurna y es recomendable hacerla en junio-julio (época de cría) y en septiembre-octubre (época de apareamiento). Se recomiendan modelos de caja con apertura en la base, que puedan revisarse con un foco desde el pie del árbol, sin necesidad de subir al árbol y abrirla. En otoño la ocupación acostumbra a ser mayor, ya que los murciélagos se concentran en cavidades y cajas para aparearse. La manipulación de murciélagos debe ir a cargo de un especialista con los permisos de captura en regla.



Figura 21. *Nóctulo pequeño* (*Nyctalus leisleri*) (Foto: Xavier Florensa).



Figura 22. Caja refugio para murciélagos (Foto: Jordi Bas).

8.4. BRIÓFITOS

Los musgos y hepáticas (briófitos) se desarrollan en condiciones de humedad elevada, por lo que suelen asociarse a doseles cerrados. Abundan en las umbrías y, a pequeña escala, en las partes menos insoladas de los troncos y grandes rocas. En condiciones de humedad muy elevada, asociada a frecuentes nieblas, pueden cubrir extensos mantos verdes. En condiciones más habituales crecen preferentemente en sustratos más duraderos, como los afloramientos de roca y los tocones, bajo condiciones de humedad y temperatura que se dan típicamente en el interior de los bosques. Los musgos participan en la conservación de la humedad ambiental de la madera y el suelo, acción benefactora de otras especies como hongos, plantas vasculares e invertebrados. Precisamente constituyen el hábitat de pequeños invertebrados como nematodos y moluscos. Aunque pueden hallarse en cualquier bosque que cumpla con sus requisitos de

humedad, temperatura e insolación, los doseles cerrados y las condiciones de estabilidad más prolongada de los bosques maduros pueden facilitar su riqueza específica y abundancia. Además, se han descrito varias especies características de estados avanzados de descomposición de la madera (Crites y Dale 1998).

El muestreo de briofitos se basa en estimar la riqueza taxonómica del rodal y medir de una forma fiable la cobertura de una muestra representativa de especies en una muestra de sustratos, con una mayor atención por los musgos epífitos sobre corteza de tronco vivo de árbol. El trabajo de campo es válido en distintas épocas del año, dado que pueden identificarse las especies a partir del aspecto externo del gametofito. Las estaciones de muestreo tienen que coincidir con el centro de las parcelas dasométricas y de los indicadores del protocolo común descrito en esta guía. En caso de que la zona central no tuviera unas características adecuadas

para el muestreo (por ejemplo, excesiva heterogeneidad que pudiera dar lugar a unos datos no representativos), se busca alguna zona cercana, pero siempre dentro del rodal y en una posición lo más alejada posible de los límites de este.

Se recomienda que el área de muestreo sea de 10 metros de radio. Para cada parcela se listan todas las especies de briófitos presentes en todos los sustratos (madera viva y muerta, rocas, taludes y suelo), así como una estimación de la cobertura (con un intervalo de valores del 5% excepto para las coberturas más bajas, que es del 1%). En el caso de los briófitos que viven sobre las rocas sólo se realiza una estimación visual de su cobertura, dada la dificultad de realizar un marcaje permanente del área muestreada en roca.

Para el muestreo de los briófitos epífitos se escogen 5 árboles que no estén marcados para cortarlos. Se seleccionan aquellos con cobertura significativa de musgos y hepáticas (se descartan aquellos árboles sin ningún briófito) y con características físicas lo más estables posible (buen estado de salud, verticalidad del tronco, etc.). Se descartan los árboles enfermos o con deformidades importantes en el tronco, siempre que sea posible. De cada árbol se mide el diámetro normal y se anota la especie, así como cualquier observación sobre su estado vital. Sólo se seleccionan árboles de determinado tamaño, por ejemplo, con un diámetro normal igual o superior a 20 cm. Para localizar los árboles en el futuro, se recomienda poner una placa numerada en la base del tronco.

Para cada árbol se realizan 4 inventarios dentro de una marco o cuadrícula de 10 x 20 cm adosado al tronco. Dos de ellos se orientan al norte y dos al sur. Dos inventarios se emplazan a una altura de 15 cm (correspondiente a la base del tronco) y dos más a 100 cm en las mismas orientaciones. Dentro de la cuadrícula se apuntan todas las especies de briófitos y se estima su cobertura. El centro de la parte superior de la cuadrícula se marca con dos clavos de metal, para poder localizarlo en el futuro. También se explora el resto del tronco para ver si se encuentran otras especies que no estén incluidas dentro

de los inventarios, y se anota su presencia. Para acabar de completar el catálogo de briófitos epífitos, se muestrean el resto de árboles de la parcela dasométrica, anotando la simple presencia de las especies de briófitos no halladas en los inventarios de 10 x 20 cm.



Figura 23. Toma de datos de briófitos y detalle de un tocón de encina cubierto de musgos en una umbría durante el muestreo en un encinar en la Garrotxa. El área delimitada por el marco interno de la cartulina negra es una cuadrícula de 10 x 20 cm, dentro de la cual se realiza una estimación de la cobertura de cada especie. La altura sobre el tronco se mide con cinta métrica y las muestras se recogen con una navaja (Fotos: Miquel Jover).

Después de cada jornada de campo, las muestras se secan para evitar su degradación, principalmente para evitar la aparición de hongos. A la hora de realizar la identificación se rehidratan y los diferentes caracteres de valor taxonómico se observan mediante una lupa binocular o microscopio. Entre las guías de determinación pueden citarse la *Flora dels Briòfits dels Països Catalans* (Casas et al. 2003, Casas et al. 2004) y la *Flora Briofítica Ibérica* (Guerra et al. 2006, Brugués et al. 2007, Guerra et al. 2010, Guerra et al. 2018). Las muestras ya determinadas es recomendable conservarlas en un herbario.

La métrica más comúnmente utilizada en los tratamientos de los datos es la riqueza específica y la cobertura media por árboles muestreados y/o por rodal. De cara a relacionar musgos y hepáticas con las variables estructurales a escala de rodal resulta muy útil clasificar las especies en gremios ecológicos. Por ejemplo, según la estrategia vital (colonizadores pioneros, itinerantes de vida corta o larga, perennes, perennes competitivas y perennes tolerantes al estrés), acidez del suelo (especies basófilas, neutrófilas o acidófilas), humedad ambiental (xerófilas, mesófilas o higrófilas), temperatura (termófilas, mesotermófilas, criófilas o indiferentes), temperamento (especies de sombra, media sombra o luz) y más o menos tolerantes a factores antrópicos.

8.5. HONGOS AFILOFORALES

Las redes de micelio de los hongos y las bacterias desempeñan la función ecológica esencial de degradar la materia orgánica (madera, hojas, tejidos animales, etc.) y fijar buena parte los elementos minerales liberados durante la descomposición. De esta forma, redistribuyen estos elementos, esenciales para el crecimiento vegetal, en un radio de varios metros. Las micorrizas del suelo también juegan un papel esencial en el funcionamiento de los bosques. Los hongos influyen en la estructura y la dinámica del rodal, por lo que condicionan el hábitat para otras especies. Los cambios en las condiciones microclimáticas por apertura del

dosel o efecto borde pueden perjudicar a las especies más sensibles a la humedad ambiental.

Los hongos incrementan la biodiversidad de forma muy significativa, llegando a más de 200 especies en 0,5 ha en un bosque de frondosas mixto con 100 años sin intervenciones (Langlois 2000) hasta más de 2000 para todo el bosque viejo de frondosas de Bialowieza (Falinski 1991). Los bosques maduros a menudo albergan más del doble de hongos saproxílicos que bosques gestionados para la obtención de madera (Sippola y Renvall 1999).

Entre las afitoforales, la familia de las poliporáceas brinda interesantes perspectivas de estudio de continuidad espacial de las variables de madurez. Pueden colonizar hábitats que son efímeros, dispersos y aparecen al azar (árboles muertos o moribundos). Aunque algunas de sus esporas (producen varios miles de ellas por hora y por cm²) pueden ser transportadas a largas distancias (varios cientos de kilómetros), la mayoría caen en la proximidad inmediata de los hongos (Stenlid y Gustafsson 2001). Si la densidad y la tasa de renovación de los grandes árboles muertos es demasiado baja, el flujo genético entre poblaciones de hongos saproxílicos puede verse seriamente comprometido.

Los hongos se muestrean en parcelas de 10x10 m coincidiendo con el centro de las parcelas de caracterización del hábitat. En cada una de las parcelas se realiza un inventario micológico del orden *Aphylophorales*. Es interesante incluir también los carpóforos efímeros de las especies del suelo y otros substratos, para tener una idea de la diversidad total de hongos. No obstante, al ser una fructificación muy condicionada por la época del año y la pluviometría, estos datos son difícilmente comparables entre años. En cada parcela se listan todas las especies de hongos presentes, así como una estimación de la producción a través de la recogida de carpóforos. Para el caso de los hongos que crecen sobre los troncos vivos o muertos (corticoides, poroides, etc.), se anota el número de carpóforos o el número de flotas, y se miden para estimar la producción por superficie arbórea (por ejemplo, por

área basal). En el caso de hongos que no permiten el conteo de carpóforos, se mide la superficie ocupada por los mismos y se estiman clases de abundancia (en el caso de este tipo de hongos se realiza un submuestreo dentro de la parcela).

Después de cada jornada de campo las muestras se identifican, se pesan y se cuentan para posteriormente secarlas para evitar su degradación. Si los carpóforos no se pueden identificar hasta un nivel específico en el campo, se toma una muestra que

se determina en el laboratorio (Martínez de Aragón et al. 2007). Se recomienda conservar las muestras ya determinadas en un herbario micológico.

Para conocer la composición y frecuencia de aparición del conjunto de la comunidad fúngica (hongos saprófitos, parásitos, micorrícicos, etc.), se recogen muestras de suelo y madera para la extracción de micelio (Castaño et al. 2018). Por ejemplo, cinco catas de suelo por parcela. La determinación se realiza mediante análisis de metagenómica.



Figura 24. *Fomitopsis pinicola* en un tocón de un pino y *Tremella mesenterica* sobre madera muy descompuesta colonizada también por musgos (Fotos: Jordi Camprodon / Juan Martínez de Aragón).

8.6. FLORA VASCULAR

La flora vascular en los bosques refleja la diversidad de microhábitats (afloramientos de roca, abrigos umbríos, puntos de agua, etc.) y las condiciones ambientales presentes (desde claros de bosque a doseles muy cerrados). Las plantas vasculares propias de fases avanzadas de madurez son pocas y difieren de una región a otra (Peterken 1996, McComb y Lindenmayer 1999). Así, una especie descrita en una región biogeográfica como asociada a bosques maduros

puede aparecer en bosques productivos o en hábitats abiertos en otras condiciones bioclimáticas (Hermy et al. 1999), lo que dificulta el uso de las plantas vasculares como indicadores de madurez. Por otra parte, la escasez de etapas de maduración y senescencia conduce a que muchas especies ligadas a estos bosques sean raras o estén amenazadas (Wulf 1997).

Los bosques maduros albergan, en general, una mayor proporción de especies tolerantes a la sombra, en caso de que exista un cierre del

dosel, y diversidad de tipos biológicos, entre ellos arbustos y lianas (EUROPARC-España, 2020a). La continuidad en el tiempo del dosel facilita la mayor frecuencia de especies de escasa capacidad de dispersión y/o colonización y especies relictas, aisladas de las poblaciones de origen o muy explotadas en el pasado, como el tejo (*Taxus baccata*). Las claras pueden aumentar la riqueza específica total de un rodal al favorecer el desarrollo de heliófilas, entre las que se encuentran especies pratenses y nitrófilas arbustivas, como las zarzas (*Rubus* sp.).

La flora vascular se muestrea mediante inventarios florísticos. Habitualmente, en bosques se realizan en parcelas de 10 m de radio, aunque puede adaptarse el método en función de los objetivos (por ejemplo, grupos taxonómicos a inventariar) y del esfuerzo. Se estima la cobertura de cada especie mediante porcentajes. Por ejemplo, en intervalos del 5% o, para facilitar el muestreo, en los intervalos habituales utilizados en inventarios florísticos, siguiendo el índice de abundancia-dominancia de Braun Blanquet (+: planta escasa o de cobertura muy baja, inferior al 5%; 1: planta abundante pero de cobertura baja o bien planta escasa con cobertura entre el 5-10%; 2: planta muy abundante pero de cobertura baja o bien planta con cobertura entre el 10-25%; 3: cobertura entre el 25-50%; 4: cobertura entre el 50-75%; 5: cobertura superior al 75%). La época de muestreo debe coincidir con el máximo crecimiento vegetativo de las especies anuales, plurianuales y geófitas. En hábitats mediterráneos el mes de mayo es el que coincide con el máximo crecimiento vegetativo y

floración de la mayoría de las especies. Para mejorar el rendimiento, pueden realizarse dos inventarios, uno al principio de primavera (marzo-abril) y otro en verano (junio-julio). El primer período es especialmente interesante para localizar a las especies geófitas, en especial bajo arbolado de hoja caduca, ya que suelen emerger antes que los árboles desarrollen por completo las hojas.

Se recomienda un transecto en cruz para estimar la presencia de especies de flora del catálogo de flora amenazada de Cataluña y del libro rojo de especies amenazadas de Cataluña (Sáez et al. 2010). Se tienen que incluir, además, todas las especies protegidas (acebo y tejo), los endemismos y taxones raros, las arbustivas productoras de fruto, las especies características fitosociológicamente de los hábitats o las que podían tener un interés para establecer prescripciones técnicas de gestión específicas. Los transectos en cruz se reparten entre los 4 puntos cardinales (N, E, S y O) desde el centro de la parcela de muestreo debe coincidir con el centro de las parcelas de caracterización del hábitat. Se recomienda una longitud de 25 m en cada eje, desde el centro de la estación con una banda de 4 m, 2 m a cada lado de la línea de progresión, un ancho de banda que permite controlar las especies presentes. Los vértices se pueden señalar con una estaca de madera para su posterior replicación. El total inventariado es de 100 m por parcela. Se registra el número de pies, la fenología, la vitalidad y se estima la cobertura de los estratos arbustivo y arbóreo.



Figura 25. Tejo (*Taxus baccata*), cuyos frutos son dispersados por las aves, en especial por el zorzal común (*Turdus philomelos*), cuyo nido en un acebo (*Ilex aquifolium*) puede apreciarse en la imagen derecha, hallado en un rodal de roble del LIFE BIORGEST (Fotos: Jordi Camprodon).

9. REFERENCIAS

- Albouy V., Richard D. 2019. Guía de los coleópteros de Europa. Editorial Omega, Barcelona. 400 pp.
- Alexander, K. N. A. 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: Issues of definitions and conservation language. *Revue d'Écologie La Terre et la Vie*, 63: 1-5.
- Ardelean, I. V., Keller, C., Scheidegger, C. 2015. Effects of management on lichen species richness, ecological traits and community structure in the Rodnei Mountains National Park (Romania). *PLoS One*, 10 (12): e0145808.
- Arriero, E., Sanz, J. J., Romero-Pujante, M. 2010. Habitat structure in Mediterranean deciduous oak forests in relation to reproductive success in the Blue Tit *Parus caeruleus*. *Bird Study*, 53 (1): 12-19. <https://doi.org/10.1080/00063650609461411>
- Avery, M., Leslie, R. 1990. *Birds and Forestry*. T i A.D. Poyser. London. 299 p.
- Avila-Cabadilla, L. D., Stoner, K. E., Henry, M., y Añorve, M. Y. A. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecol. Manage.*, 258 (6): 986–996. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.011>
- Baiges, T., Cervera, T., Palero, N., Gonin, P., Larrieu, L. 2022. El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) como herramienta de apoyo a la gestión forestal: fundamentos y aplicaciones en Cataluña. *Actas del 8ª CFE*. SECF.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecol. Manage.*, 258(4), 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bauhus, J., Forrester, D. I., Gardiner, B., Jactel, H., Vallejo, R., Pretzsch, H. 2017. Ecological Stability of Mixed-Species Forests. In: Pretzsch, H., Forrester, D., Bauhus, J. (eds). *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_7
- Bauhus, J., Baber, K. and Müller, J. 2019. Dead Wood in Forest Ecosystems. *Oxford Bibliographies. Ecology*. Oxford Bibliographies. <https://doi.org/10.1093/OBO/9780199830060-0196>
- Belinchón, R., Martínez, I., Aragón, G., Escudero, A., De la Cruz, M. 2011. Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. *Fungal Biology*, 115 (12): 1270-1278. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2011.09.003>
- Bibby, C.J., Burgess, N. D. y Hill, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London. 257 pp.
- Bobiec, A., Gutowski, J. M., Laudenslayer, W. F., Pawlaczek, P., Zub, K. 2005. *The afterlife of the tree* WWF Poland, Warszawa.
- Boch, S., Prati, D., Hessenmöller, D., Schulze, E., Fischer, M. 2013. Richness of lichen species, especially of threatened ones, is promoted by management methods furthering stand continuity. *PLoS One*, 8(1): e55461.
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodivers. Conserv.*, 22: 2111–2130. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3>

- Brugués M., Cros R. M., Guerra J. (eds.) 2007. Flora Briofítica Ibérica. Sphagnales, Andreaeales, Polytrichales, Tetrarhizales, Buxbaumiales, Diphysciales. Vol. I. Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología, Murcia. 183 pp.
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., Blasi, C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecol. Manage.*, 291: 458–479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>
- Buse, J., Levanony, T., Timm, A., Dayan, T., Assmann, T. 2010. Saproxyllic beetle assemblages in the Mediterranean region: Impact of forest management on richness and structure. *Forest Ecol. Manage.*, 259 (8): 1376-1384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.004>
- Bütler, R., Lachat, T. 2009. Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxylische Biodiversität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160 (11): 324–333. <https://doi.org/10.3188/szf.2009.0324>
- Bütler R., Lachat T., Larrieu L., Paillet Y. 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: Kraus D., Krumm F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 pp.
- Camprodon, J. 2007. Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, pp. 173-228.
- Camprodon J., 2013. *Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans*. CTFC & Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. 223 pp.
- Camprodon, J., Campión, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J. L., Senosiain, A. 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, pp. 391-434.
- Camprodon, J., Guixé, D., Flaquer, C. 2009. Efecto de la gestión forestal sobre los quirópteros en hayedos de Cataluña. *Galemys*, 21: 195-215.
- Camprodon, J., Guixé, D., Sazatornil, V. 2018. *Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio*. Life+PINASSA. Edita Centre de la Propietat Forestal, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. 77 pp.
- Camprodon, J., Salvanyà, J., Soler-Zurita, J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of the NE Iberian Peninsula. *Acta Ornithologica*, 43 (1): 17-31. <https://doi.org/10.3161/000164508X345293>
- Casas C., Brugués M., Cros R. M. 2003. *Flora dels briòfits dels Països Catalans. Vol. I, molses*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Casas C., Brugués M., Cros R. M. 2004. *Flora dels briòfits dels Països Catalans. Vol. II, hepàtiques i antocerotes*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Castaño, C., Alday, J. G., Lindahl, B. D., Martínez de Aragón, J., de-Miguel, S., Colinas, C., Parladé, J., Pera, J., Bonet, J. A. 2018. Lack of thinning effects over inter-annual changes in soil fungal community and diversity in a Mediterranean pine forest. *Forest Ecol. Manage.*, 424: 420-427. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.004>
- Chinery, M. 2005. *Guía de campo de los insectos de España y Europa*. Editorial Omega, Barcelona. 402 pp.

- Crites, S., Dale, M. R. T. 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Can. J. Bot.*, 76: 641-651.
- Dajoz, R. 1974. Les insectes xylophages et leur rôle dans la dégradation du bois mort. En: Pesson, P. (ed.). *Écologie forestière. La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune.* Gauthier-Villars, Paris, pp. 257–307.
- De la Peña-Cuéllar, E., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L. D., Martínez- Ramos, M., Estrada, A. 2012. Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 21(6): 1381–1397. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0249-7>.
- De Zan, L., R., Battisti, C., Carpaneto, G. M. 2014. Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. *Community Ecology* 15(2): 235-245. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.12>
- Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. 2006. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81: 163-82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dudley, N., Vallauri, D. 2004. Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. WWF report 16 pp.
- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J. D., Moares, C., 2002a. Irreversible Impact of Past Land Use On Forest Soils and Biodiversity. *Ecology*, 83: 2978–2984. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2978:IOPLU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IOPLU]2.0.CO;2)
- Dupouey, J.-L., Sciama, D., Koerner, W., Dambrine, E. 2002b. La végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54 (6): 521-532.
- Ellis, C. J. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14: 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>
- Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P., 2013. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Document technique. Paris. Institut pour le développement forestier. 56 pp.
- EUROPARC-España. 2020a. Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. <https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/>.
- EUROPARC-España. 2020b. Red de Rodales de Referencia. Manual técnico. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. <https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/>.
- Falinski, J. B. 1991. Le Parc National de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne. *Rev. For. Fr.*, 43: 190-206.
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- Fenton, M. B. 1989. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 411-421. <https://doi.org/10.1139/z90-061>
- Ferris, R., Humphrey, J. W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry*, 72: 313–328. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.313>

- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D. A., Tappeiner, J. C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention systems. In Kohm K. A., Franklin J. F. (eds.). *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Forest Management*. Island Press, pp. 111–139.
- Gao, T., Nielsen, A. B., Hedblom, M. 2015. Re-viewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57: 420–434. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.028>
- Gilg, O. 2005. Old-Growth Forests: characteristics, conservation and monitoring. *L'Atelier technique des espaces naturels & Réserves Naturelles de France*. 52 pp.
- Gonin, P., Larrieu, L., Martel, S. 2012. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) en région méditerranéenne. *Forêt Méditerranéenne*, XXXIII n°2, pp. 133-141.
- Gosselin, F., Nageleisen, L-M., Bouget, C., 2004. Réflexions pour mieux gérer le bois mort en faveur de la biodiversité. *Forêt entreprise*, 438: 26-29.
- Gossner, M. M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., Floren, A., Linsenmair, K., E., Steffan-Dewenter, I., Detlef Schulze, E., Weisser, W. 2016. Deadwood enrichment in European forests. Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation*, 201: 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032>
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41: 540-551. 10.2307/1311607.
- Grove, S. J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Guerra, J., Cano, M. J., Cros, R. M. 2006. *Flora Briofítica Ibérica Vol. 3*, Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología Murcia, Murcia.
- Guerra J., Brugués M., Cano M. J., Cros R. M. (eds.). 2010. *Flora Briofítica Ibérica. Funariales, Splachnales, Schistostegales, Bryales, Timmiales. Vol. 4*. Murcia: Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología. 317 pp.
- Guerra J., Cano M. J., Brugués M. (eds.). 2018. *Flora Briofítica Ibérica. Hypnales. Vol. 6*. Murcia: Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología. 463 pp.
- Guixé, D., Camprodon, J. (eds.). 2018. *Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 274 pp.
- Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczyk, A. L. D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I. 2019. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X)
- Harmon, M., 2002. Moving towards a New Paradigm for Woody Detritus Management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181, pp. 929–944.
- Harrap, S., Quinn, D. 1996. *Tits, Nuthatches and Treecreepers*. Christopher Helm. London. 463 pp.

- Hermý, M., Verheyen, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research*, 22: 361–371. https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_1
- Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91: 9–22. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2)
- Herrault, P. A., Larrieu, L., Cordier, S., Gimmi, U., Lachat, T., Ouin, A., Sarthou, J. P., Sheeren, D., 2016. Combined effects of area, connectivity, history and structural heterogeneity of woodlands on the species richness of hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Landsc. Ecol.*, 31: 877–893. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0304-3>
- Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J. 2018. Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, 55(6): 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- Hofmeister, J., Hosek, J., Brabec, M., Dvůrák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Koiž, M., Borovička, J., Boták, J., Vašutová, M., Malíček, J., Palice, Z., Surovátková, L., Steinová, J., Cernajová, I., Holá, E., Novozámská, E., Cížek, L., Iarema, V., Baltaziuk, K., Svoboda, T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators*, 57: 497–504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.015>
- Holling, C. S. 1992. Cross-scales in ecosystems. *Ecol. Monogr.*, 62: 447–502. <https://doi.org/10.2307/2937313>
- Hunter, M. L., Jacobson, G. L., Webb, T. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology*, 2: 375–385. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00202.x>
- Jacobs, J. M., Spence, J. R., Langor, D. W. 2007. Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 9 (1): 3–16. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00310.x>
- Jonsson, B. G., Kruys, N., Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39 (2): 289–309.
- Jonsson, G., Siitonen, J. 2013. Managing for target species. in: Kraus D., Krumm F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 pp.
- Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F., Ódor, P. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 22: 209–223. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0415-y>
- Kirby, K. J., Drake, C. M., 1993. *Dead Wood Matter: The Ecology and Conservation of Saproxylic Invertebrates in Britain*. English Nature Science, No. 7. Peterborough, UK.
- Komonen, A., Müller, J. 2018. Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology*, 32 (3): 535–545. <https://doi.org/10.1111/cobi.13087>
- Kraus D., Büttler R., Krumm F. Lachat T. Larrieu L. et al. 2016. *Catalogue of tree microhabitats – Field reference list*. Integrate + Technical Paper Nr. 13. 16Ss.
- Kriebitzsch, W-U., Bültmann, H., von Oheimb, G., Schmidt M., Thiel, H., Ewald, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. In: Kraus D., Krumm F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 pp.

- Kuusinen, M., Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. *Journal of Vegetation Science*, 9(2): 283–292. <https://doi.org/10.2307/3237127>
- Lachat T, Bouget C, Bütler, R., Müller J. 2013. Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. in: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.
- Langlois, D. 2000. Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial. Cleron, Doubs Nature Environnement.
- Larrieu, L., Gonin, P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, 6: 727-748. <https://doi.org/10.4267/2042/28373ff.fhhal-03449570f>
- Larrieu, L., Cabanettes, A. 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42 (8): 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012-077>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., Deconchat, M. 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecol. Manage.*, 334: 163–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007>
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., Vande-kerkhove, K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84: 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J. M., Tillon, L., Bouget, C. 2019. Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104: 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085>
- Lassauce, A., Larrieu, L., Paillet, Y., Lieutier, F., Bouget C. 2013. The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: Implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. *Insect Conserv. Divers.*, 6: 396-410. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00214.x>
- LIFE Redbosques. 2018. Manual de campo para la identificación de rodales de referencia. Fase II: Identificación mediante parcelas. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. Proyecto LIFE Redcapacita_2015. Deliverable B3.2. 53 pp. <https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/>
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Botkin, D. B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.*, 14 (4): 941–950. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, DC. 351 pp.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.*, 131 (3): 433–445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., Franklin, J. F. 2012. Global Decline in Large Old Trees. *Science*, 338 (6112): 1305–1306. <https://doi.org/10.1126/science.1231070>
- Macarthur, R. H., Macarthur, R. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.

- Maes, J. 2010. Freshwater biodiversity Status, trends, pressures and challenges. European Commission and Institute for Environment and Sustainability.
- Maleque, M. A., Ishii, H. T., Maeto, K. 2006. The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *J. For.*, 104: 113–117. <https://doi.org/10.1093/jof/104.3.113>
- Martínez de Aragón, J., Bonet, J. A., Fischer C. R., Colinas, C. 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecol. Manage.*, 252 (1–3): 239-256. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.040>
- Mason, F., Zapponi, L. 2015. The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9 (2): 205-216. <https://doi.org/10.3832/ifer1657-008>
- McComb, W., Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. In: Hunter Jr, M. L. (ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 335-372.
- McMinn, J. W., Crossley, D. A. 1996. *Biodiversity and Coarse Woody Debris in Southern Forests*. USDA Forest Service General Technical Report SE-94, 156 pp.
- Micó, E., Marcos-García, M. A., Galante E. (eds.). 2013. *Los insectos saproxílicos del Parque Nacional de Cabañeros*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 145 pp.
- Müller, J. Bütler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Napal, M., Garin, I, Goiti, U., Salsamendi, E., Aihartza, J. 2009. Selection of maternity roosts by *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) in the Southwestern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 11 (2): 425-433. <https://doi.org/10.3161/150811009X485648>
- Nascimbene, J., Ylisirniö, A-L, Pykälä, J., Giordani P. 2013. Lichens: sensitive indicators of changes in the forest environment. In: Kraus D., Krumm F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 pp.
- Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265-276. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4)
- Parisi, F., Di Febbraro M., Lombardi, F., Biscaccianti, A. B., Campanaro, A., Tognetti, R., Marchetti, M. 2019. Relationships between stand structural attributes and saproxylic beetle abundance in a Mediterranean broadleaved mixed forest. *Forest Ecol. Manage.*, 432: 957-966. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.040>
- Parisi, F., Frate, L., Lombardi, F., Tognetti, R., Campanaro, A., Biscaccianti, A. B., Marchetti, M. 2020. Diversity patterns of Coleoptera and saproxylic communities in unmanaged forests of Mediterranean mountains. *Ecological Indicators*, 110: 105873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105873>
- Peterken, G. F. 1996. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge, Cambridge University Press. 523 pp.
- Quinto, J., Micó, E., Galante, E., Martínez-Falcón, A., Marcos-García, M. A. 2014. Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. *Insect Conserv. Divers.* doi:10.1007/s10841-014-9705-x

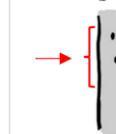
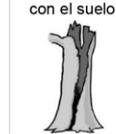
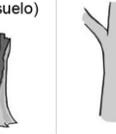
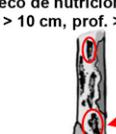
- Ramilo 2018. La comunidad de coleópteros saproxílicos en bosque mediterráneo: factores ambientales que condicionan sus ensambles. Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/86894>
- Ranius, T., Hedin J., 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*, 126(3):363-370. <https://doi.org/10.1007/s004420000529>
- Ranius T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol. Conserv.*, 103: 85–91. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00124-0)
- Ranius, T., Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests. *Journal for Nature Conservation*, 15: 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.02.001>
- Redecker, D., Szaro, T. M., Bowman, R. J., Bruns, T. D. 2001. Small genets of *Lactarius xanthogalactus*, *Russula cremoricolor* and *Amanita francheti* in late-stage ectomycorrhizal successions. *Molecular Ecology*, 10(4): 1025–1034. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01230.x>
- Rosenvald, R., Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecol. Manage.*, 255 (1): 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016>
- Rossi, M., Vallauri, D. 2013. Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 pp.
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G., Mazzoleni, S. 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biol. Conserv.*, 117: 73–81. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00266-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00266-0)
- Sáez, Ll., Aymerich, P., Blanché, C. 2010. Llibre vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya. Argania Editio. 811 pp.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L., Ingelög, T. 1994. Dying and Dead Trees: A Review of their Importance for Biodiversity. Swedish Environmental Protection Agency Report 4306, Uppsala.
- Schnitzler, H. U., Kalko, E. K. V. 2001. Echolocation by insect-eating bats. *BioScience*, 51: 557-569. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0557:EBIEB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2)
- Schowalter, T. D. 1995. Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. *Forest Ecol. Manage.*, 78: 115–125. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03592-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03592-4)
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as example. *Ecological Bulletins*, 49: 11–41. <https://www.jstor.org/stable/20113262>
- Sippola, A. L., Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.*, 115: 183-201. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00398-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00398-3)
- Speight, M. C. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe.
- Stein, A., Kreft, H. 2015. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biological Reviews*, 90 (3): 815–836. <https://doi.org/10.1111/brv.12135>
- Stenlid, J., Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins*, 49: 85-91. <https://www.jstor.org/stable/20113266>
- Stokland, J., Tomter, S., Söderberg U. 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia: 207-226. In: Marchetti M. (ed). *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe*

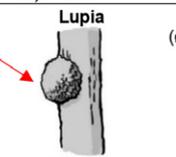
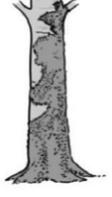
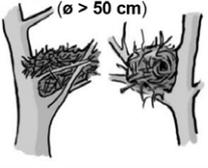
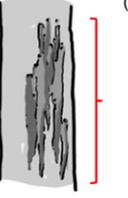
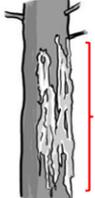
- From ideas to operationality, EFI workshop, 12 au 15 November 2003, Firenze, Italy, Vol. 51.
- Stokland, J., Siitonen, J., Jonsson, B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. 509 pp.
- Tellería, J. L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raíces, Madrid. 278 pp.
- Thingstad, P. G. 1997. Challenges to conservation of biological diversity in boreal forestry landscape, a case study using bird guilds as environmental indicators. *Fauna Norv. Ser. C. Cinclus*, 20: 49-68.
- Tillon, L., Bouget, C., Paillet, Y., Aulagnier, S. 2016. How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *Eur. J. Forest. Res.*, 135: 433–449. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0944-0>
- UICN 2022. Freshwater and water security. <https://www.iucn.org/theme/water/our-work/thematic-work/freshwater-biodiversity>
- Vallauri, D., André, J., Blondel, J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport WWF, Paris. 34 pp.
- Vallauri, D., André, J., Dodelin B., Eynard-Machet, R., Rombaudo, D. (coord.). 2005. Bois mort et à cavités, une clé pour les forêts vivantes. Éditions Tec y Doc, Paris. 405 pp.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144 (1): 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>
- WCFSD, 1999. Summary report: World Commission on Forests and Sustainable Development, World Commission on Forests and Sustainable Development, Winipeg, Canada. 40 pp.
- Wermelinger, B., Lachat, T., Müller, J. 2013. Forest insects and their habitat requirements. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.
- Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 1 i 2. Cambridge University Press, Cambridge. 539 pp.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55: 1017-1029.
- Winkler, H., Christie, D. A., Nurney, A. D. 1995. Woodpeckers. A guide to the Woodpeckers, Puirlets and Wrynecks of the World. Pica Press. Sussex. 406 pp.
- Wirth C., Gleixner G., Heimann M. (eds.). 2009. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value. Springer-Verlag. Berlin. Ecological Studies, Vol. 207.
- Wohl, E. 2016. Messy rivers are healthy rivers: The role of physical complexity in sustaining ecosystem processes. In Constantinescu, G., Garcia, M., Hanes, D. (eds.). *River Flow*. CRC Press. Iowa City, pp. 24–27.
- Wulf, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.*, 8: 635-642. <https://doi.org/10.2307/3237367>
- WWF. 2020. Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (eds.). WWF, Gland, Switzerland.

10. ANEXOS

A.1. DENDROMICROHÁBITATS

LAS TRES TIPOLOGIAS DEL ÍNDICE DE BIODIVERSIDAD POTENCIAL (IBP) UTILIZADAS EN V3.0

TIPOLOGÍA DE DENDRÓMICROHÁBITATS para las regiones templada y mediterránea (ilustraciones extraídas de Larrieu <i>et al.</i> , 2018)						
Grupos de dmh	Tipos presentes en cada uno de los grupos de dmh					
1 - Cavidades nido de pico	Cavidad nido pequeña ($\varnothing < 4$ cm) 	Cavidad nido mediana ($\varnothing = 4-7$ cm) 	Cavidad nido grande ($\varnothing > 10$ cm) 	"Flauta" de pico (≥ 3 cavidades nido en línea, $\varnothing > 3$ cm) 		
	Cavidades con mantillo en la base del tronco (en contacto con el suelo) ($\varnothing > 10$ cm) 	Cavidades con mantillo en el tronco (sin contacto con el suelo) ($\varnothing > 10$ cm) 	Cavidad con mantillo semiabierta ($\varnothing > 30$ cm) 	Cavidad con mantillo, abierta hacia arriba (chimenea) ($\varnothing > 30$ cm) (en contacto con el suelo) (sin contacto con el suelo) 	Rama hueca ($\varnothing > 10$ cm) 	
3 - Orificios y galerías de insectos ($\varnothing > 2$ cm) 						
4 - Concavidades	Dendrotelmo (concavidad lleno de agua, $\varnothing > 10$ cm) 	Hueco de nutrición de pico ($\varnothing > 10$ cm, prof. > 10 cm) 	Concavidad con corteza ($\varnothing > 10$ cm, prof. > 10 cm) en el tronco en el contrafuerte de la raíz 			
	Madera (albur) sin corteza ($S > 600$ cm ² = A4) 	Herida provocada por fuego ($S > 600$ cm ² = A4) 	Corteza separada ($a > 1$ cm, « b » y « c » > 10 cm) formando un refugio (abierto hacia abajo) formando un bolsillo (abierto hacia arriba) 			
6 - Albur y duramen expuestos	Rotura del tronco ($\varnothing > 20$ cm) 	Rama rota a nivel del tronco (duramen expuesto) ($\varnothing > 20$ cm o $S > 300$ cm ² = A5) 	Grieta ($L > 30$ cm, $l > 1$ cm, prof. > 10 cm) 	Grieta provocada por un rayo ($L > 30$ cm, $l > 1$ cm, prof. > 10 cm) 	Grieta en la inserción de una bifurcación ($L > 30$ cm) 	
	Ramas muertas ($\varnothing > 20$ cm y $L > 50$ cm, o $\varnothing > 3$ cm y $> 20\%$ de la copa muerta) 	Parte superior de la copa muerta ($\varnothing > 20$ cm en la base) 	Vestigio de rama rota ($\varnothing > 20$ cm, $L > 50$ cm) 			
7 - Madera muerta en la copa						

<p>8 - Aglomeraciones de brotes o ramitas</p>	<p>Escoba de bruja ($\varnothing > 50$ cm)</p> 	<p>Grupo de brotes epicórmicos (> 5 brotes)</p> 			
<p>9 - Lupia y chancro</p>	<p>Lupia ($\varnothing > 20$ cm)</p> 	<p>Chancro</p> 			
<p>10 - Esporóforos de hongos perennes</p>	<p>Poliporo perenne ($\varnothing > 5$ cm)</p> 				
<p>11 - Esporóforos de hongos anuales</p>	<p>Poliporo anual ($\varnothing > 5$ cm o número > 10)</p> 	<p>Agarical carnoso</p> 			
<p>12 - Plantas y líquenes epifitos o parásitos</p>	<p>Briófitos (musgos y hepáticas) (S $> 20\%$ del tronco)</p> 	<p>Líquenes foliosos y fruticosos (S $> 20\%$ del tronco)</p> 	<p>Hiedra o liana (S $> 20\%$ del tronco)</p> 	<p>Helechos (> 5 frondas)</p> 	<p>Muérdago (10 grupos $\varnothing > 20$ cm)</p> 
<p>13 - Nidos</p>	<p>Nido grande de vertebrados ($\varnothing > 50$ cm)</p> 				
<p>14 - Microsuelos</p>	<p>Microsuelo de copa (a cualquier altura en el árbol)</p> 				
<p>15 - Flujos activos de savia y de resina</p>	<p>Flujo activo de savia (L > 20 cm)</p> 	<p>Flujo activo de resina</p> 			

Leyenda - \varnothing : diámetro; prof.: profundidad; S: área; L: longitud; l: anchura
 Para una descripción detallada, consultar la Guía de bolsillo de dendromicrohábitats (Bütler *et al.*, 2020; atención: basarse en los valores umbral de la tipología utilizada en el IBP que pueden diferir ligeramente de los de la Guía)

A.2. EQUIVALENCIAS ENTRE LAS 2 CLASIFICACIONES DE DENDROMICROHÁBITATS (15 TIPOS VERSUS 10 TIPOS)

Clasificación de 15 tipos (a partir de Larrieu et al. 2018)	Clasificación de 10 tipos (a partir de Kraus et al. 2016)
1. Cavidades de pícidos	CP: Cavidades de pícidos
2. Cavidades con materia orgánica	OC: Otras cavidades
3. Orificios y galerías de insectos	
4. Concavidades	
5. Madera expuesta (albura)	CO: Corteza
6. Madera expuesta (duramen y albura)	DH: Daños y heridas
7. Madera muerta en copa en copa	MM: Madera muerta
8. Deformaciones y chancros	FC: Formas de crecimiento
9. Acumulación de brotes o ramas	
10. Cuerpos fructíferos de hongos perennes	HO: Hongos
11. Cuerpos fructíferos de hongos anuales	
12. Plantas y líquenes epifíticos o parásitos	EP: Epifitas
13. Nidos	NI: Nidos
14. Microsuelo	OT: Otros
15. Flujo de savia y resina	

A.3. MEDIOS ACUÁTICOS

TIPOLOGÍA DE MEDIOS ACUÁTICOS		
Tipos de medios acuáticos	¿Cómo reconocerlos?	Observaciones
Fuente 	<p>Emergencias puntuales de agua subterránea. Este medio se limita al punto por donde sale el agua. Puede consistir en una fuente o en una zona difusa de escorrentía sobre roca o en áreas de pendiente. Este medio se puede prolongar en forma de riachuelo o en forma de zona pantanosa (los cuales constituyen otros tipos de medios acuáticos).</p>	<p>En la salida de la fuente, el agua tiene las características del acuífero, ya que nace con una temperatura muy constante, generalmente fresca, incluso en verano, y con una concentración de oxígeno elevada. No obstante, también existen fuentes termales. En cualquier caso, sus características son diferentes de las de los riachuelos o las zonas difusas de escorrentía que pueden prolongar la fuente. Estos medios albergan una biodiversidad original, como, por ejemplo, determinadas especies de alto valor patrimonial como el Helecho de cristal (<i>Vandenboschia speciosa</i>) o la Lisimaquia roja (<i>Lysimachia ephemerum</i>).</p>
Riachuelo, zanja húmeda no canalizada o pequeño canal 	<p>Este tipo de medio acuático incluye:</p> <ul style="list-style-type: none"> > Cursos de agua naturales, situados aguas arriba de la red hidrológica con caudales pequeños y anchura reducida (< 1 m). > Cursos de agua artificiales de poca anchura (< 1 m), especialmente zanjas de drenaje o canales de riego 	 <p>La morfología y las características de estos cursos de agua son variables y están estrechamente ligadas a la corriente (que tiene una fuerte dependencia de la pendiente: torrentes y cascadas de montaña, posible presencia de meandros en las secciones con poca pendiente).</p>
Curso de agua pequeño 	<p>Curso de agua pequeño (anchura de entre 1 y 8 m), situado aguas abajo de los riachuelos y dentro de la red hidrológica. Alimentados por una cuenca poco extensa, sus caudales son débiles.</p>	<p>En los ríos, la escorrentía de agua generalmente es permanente (eventualmente puede ser intermitente en regiones mediterráneas, en especial en los brazos secundarios). Sin embargo, en los pequeños cursos de agua o riachuelos, la presencia de agua puede ser permanente o temporal. La presencia de una flora específica, a menudo hidrófila, en los márgenes o en el fondo del curso de agua es indicadora de la inmersión del medio durante una parte del año. Por tanto, la presencia de agua no puede limitarse solo a los momentos de crecidas.</p> <p>Los márgenes y el cauce pueden ser naturales o pueden estar modificados por el hombre. No obstante, los cursos de agua canalizados acogen un número de especies mucho más limitado (un sustrato rugoso natural permite un mejor drenaje y proporciona puntos de abrigo, lo que es especialmente importante en presencia de corrientes).</p>
Río, estuario o delta 	<p>Curso de agua de anchura > 8 m, situado aguas abajo de los riachuelos. Se puede dividir en un canal principal y brazos secundarios conectados al canal principal. En el segundo caso, pueden dar lugar a un estuario (zona sometida al cambio de las mareas con una mezcla de agua dulce y salada) o a un delta (división del río en diferentes canales al nivel de la desembocadura y en función de la acumulación de sedimentos).</p>	<p>Los riachuelos y los pequeños puntos de agua se pueden encontrar totalmente cubiertos por vegetación forestal, debido a su reducida anchura.</p> <p>Un curso de agua presenta de forma natural alternancia entre zonas de sedimentos y zonas de erosión, que se diferencian principalmente por la velocidad de escorrentía y la profundidad de agua. Mientras el flujo de agua es visible, estas sucesiones no se consideran un nuevo tipo de medio. Por el contrario, los tramos que presentan aguas estancadas atrapadas en depresiones del suelo se consideran lagunas o masas de agua poco profunda, si la columna de agua es poco profunda (de 1 a 3 m de media), o lagos y masas de aguas profundas si la profundidad es superior.</p>
Brazo muerto de un río 	<p>Apéndice fluvial correspondiente a antiguos canales, normalmente desconectados del curso principal o de los canales secundarios, menos de forma muy puntual en periodos de crecidas.</p>	<p>Fuerte variación estacional del volumen de agua y de sus características (temperatura, etc.), lo que influye sobre la vegetación y la fauna presentes.</p>

TIPOLOGÍA DE MEDIOS ACUÁTICOS

Tipos de medios acuáticos	¿Cómo reconocerlos?	Observaciones
<p>Lago o masa de agua profunda</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Masa de agua continental caracterizada por una profundidad y una superficie importantes.</p> <p>(Origen natural o artificial)</p>	<p>A partir de 15 m de profundidad, la luz no penetra más en el agua y la temperatura desciende rápidamente. Las especies vegetales no pueden desarrollarse más allá de este límite. Estacionariamente se produce una remoción de las aguas.</p> <p>En el caso de los lagos artificiales (graveras, antiguas canteras, embalses, balsas de riego, presas de regulación de caudales, presas hidroeléctricas...), los márgenes artificiales limitan fuertemente la presencia de especies. No obstante, estos medios se pueden utilizar para determinadas funciones (refugio para patos, por ejemplo).</p>
<p>Estanque, laguna o masa de agua poco profunda</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Masa de agua de poca profundidad (1-3 m de profundidad media), pero donde de vez en cuando el fondo no se ve afectado por la acción térmica del sol.</p> <p>(Origen natural o artificial)</p>	<p>En función de la alimentación y las características del agua, se puede distinguir entre</p> <ul style="list-style-type: none"> > Estanque: masa de agua dulce, alimentadas esencialmente por su cuenca fluvial. > Laguna/albufera: masa de agua litoral, separada del mar por un brazo de tierra o una duna. Se diferencia entre: lagunas de agua salobre (comunicación temporal o permanente con el medio marino por un canal) y lagunas de agua dulce (totalmente aisladas del mar, alimentadas por las aguas de escorrentía, los cursos de agua o la capa freática). <p>La escasa profundidad favorece el desarrollo tanto de la vegetación acuática como de los anfibios (con capacidad de vivir tanto dentro como fuera del agua). Estos medios se caracterizan a menudo por una fuerte productividad vegetal y animal.</p>
<p>Balsa u otro punto de agua pequeño</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© L.L.</p>	<p>Extensión de agua estancada, de poca superficie (máximo 5000 m²) y poca profundidad (hasta 2 m). Toda la columna de agua está bajo la acción de la radiación solar y las plantas pueden enraizar por todo el fondo.</p> <p>(Origen natural o artificial)</p>	<p>Dentro de esta categoría se incluyen todos los puntos de agua poco profundos y de poca superficie, como los charcos enfangados creados por los ungulados, los pozos, los depósitos de agua, los abrevaderos, las balsas, etc., a pesar de la falta de vegetación acuática por su origen antrópico o por su carácter efímero.</p> <p>El agua proviene de precipitaciones, de escorrentía o de surgencias. La balsa puede ser sensible a las variaciones climáticas y llegar a secarse en verano, especialmente en la región mediterránea.</p> <p>Las roderas pueden favorecer a determinadas especies, pero no se deben potenciar, ya que entraría en contradicción con la conservación del suelo.</p>
<p>Turbera</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Zona húmeda donde las condiciones ecológicas particulares han permitido la formación de un suelo constituido por turba (materia orgánica poco o nada descompuesta por la presencia permanente de agua estancada o con muy poca movilidad, lo que provoca condiciones anóxicas)</p>	<p>Existe una gran diversidad de turberas. Principalmente, se distingue entre turberas ácidas y alcalinas (también llamadas pantanos), caracterizadas por cohortes vegetales muy diferentes. Las turberas ácidas son en particular el dominio de <i>Sphagnum</i> (especies testimonio de los pasados periodos climáticos fríos) y de plantas carnívoras, las turberas alcalinas el de <i>Carex</i>.</p> <p>Las turberas externas pueden incluir masas de agua estancadas o estar asociadas a cursos de agua. Son zonas de alimentación, de reposo y de reproducción de animales que buscan una gran quietud.</p>
<p>Zona pantanosa</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Zona húmeda donde el suelo está constantemente alimentado por agua y recubierto a menudo de una capa de agua estancada, sin formación de turba. El nivel de agua es variable, pero siempre suficiente para permitir la subsistencia de la vegetación hidrófila</p>	<p>Con superficies muy variables, las zonas pantanosas ocupan depresiones y terrenos de poca pendiente, en particular en regiones de humedales.</p> <p>Las zonas pantanosas suelen estar asociadas a cursos de agua o incluso a masas de agua.</p>
<p>Mar u océano</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Masa de agua salada.</p>	<p>El bosque rara vez está en contacto directo con el agua, pero algunos bosques pueden estar muy cerca del agua, especialmente en laderas costeras empinadas y costas rocosas.</p>

A.4. MEDIOS ROCOSOS

TIPOLOGÍA DE MEDIOS ROCOSOS		
Tipos de medios rocosos	¿Cómo reconocerlos?	Observaciones
Acantilado o pared de roca más alta que los árboles adultos  <p>© P.G.</p>	Pared de roca subvertical de varias decenas de metros de altura, superando siempre la altura de los árboles adultos.	Medio destacado por su gran tamaño. Contrastes térmicos elevados en las zonas no sombrías del acantilado, sequía importante por el efecto del viento y la ausencia de reservas de agua
Pared de roca más baja que los árboles adultos  <p>© LL</p>	Paredes o cornisas rocosas de altura baja (inferior a la de los árboles adultos).	Ambiente compuesto rico en variados microrrelieves, caracterizado por condiciones umbrías y frescas debido a la presencia de árboles (al menos en la etapa adulta).
Losa de roca  <p>© P.G.</p>	Afloramiento rocoso subhorizontal de gran extensión	La horizontalidad facilita: > El desarrollo de un litosol favorable a la vegetación. > La formación de pequeñas reservas temporales de agua.
Lapiaz o gran diaclasa fresca  <p>© P.G.</p>	Superficie de rocas carbonatadas, regularmente interrumpidas por fisuras más o menos profundas, excavadas por disolución. Este grupo también incluye las grandes diaclasas presentes de forma aislada sobre una losa, correspondientes a fracturas profundas de la roca, de algunos metros	Medio compuesto, constituido por una losa o bloque y fisuras dentro de las cuales las condiciones climáticas y la luz son particulares: frescor, humedad y baja luminosidad.
Cueva o brecha  <p>© P.G.</p>	Únicamente es visible la abertura.	Condiciones microclimáticas y de luminosidad muy específicas: > Humedad y temperatura constante. > Luz decreciente a partir de la abertura, que puede llegar a ser muy débil o nula
Desprendimientos rocosos inestables  <p>© P.G.</p>	Acumulación de piedras y bloques inestables	Muy poca o prácticamente nula materia orgánica evolucionada. Inestabilidad mantenida por: > Puesta en movimiento (por ejemplo, por el paso de un gran mamífero). > Alimentación con nuevos bloques (procedentes de la fragmentación de un acantilado, por ejemplo).

TIPOLOGÍA DE MEDIOS ROCOSOS

Tipos de medios rocosos	¿Cómo reconocerlos?	Observaciones
<p>Acumulación de bloques estables</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© L.L. © P.G.</p>	<p>Acumulación de piedra y de bloques estabilizados, de origen natural (canchales estables) o antrópico (acumulaciones de piedras, muros de piedra o ruinas).</p>	<p>Presencia, entre los bloques, de materia orgánica evolucionada o de tierra fina, en proporción inferior a los bloques y en ocasiones de baja calidad.</p> <p>En los desprendimientos, el conjunto de las microcavidades intercomunicadas constituye un medio concreto llamado medio subterráneo superficial, donde viven artrópodos muy especializados.</p>
<p>Caos de bloques</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© N.G.</p>	<p>Acumulación de bloques muy grandes (> 2 m).</p>	<p>Grandes espacios vacíos entre los bloques.</p> <p>Entre los bloques, se suelen crear condiciones húmedas y frías.</p>
<p>Bloques grandes o afloramientos de la roca subyacente que no forman una losa ni un lapiaz</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Son elementos rocosos de tamaño mediano:</p> <ul style="list-style-type: none"> > bloques grandes (de 20 cm a 2 m de altura, cubriendo una superficie importante); > afloramientos de la roca subyacente que no forman una losa ni un lapiaz 	<p>Rocas pequeñas, moderadamente compuestas, pero si están presentes en gran número en el rodal, proporcionan hábitats en una variedad de situaciones, particularmente apreciadas por invertebrados y reptiles.</p>
<p>Banco de cantos rodados</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Acumulación de cantos rodados en el lecho mayor de los cursos de agua (todos los medios rocosos presentes en los lechos menores se integran en los medios acuáticos).</p>	<p>Cantos rodados que pueden ser removilizados por el curso de agua durante las inundaciones.</p> <p>Los bancos de cantos rodados a menudo tienen vegetación parcial, pero en este tipo solo se incluyen los depósitos con vegetación escasa.</p>
<p>Depósito de sedimentos finos, con poca vegetación</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Estos pueden ser depósitos de sedimentos finos:</p> <ul style="list-style-type: none"> > en el lecho mayor de los cursos de agua (los medios rocosos del lecho menor se integran en los medios acuáticos), depositados durante las grandes crecidas; > en forma de duna en la zona litoral. 	<p>Estos depósitos se vegetan gradualmente y sólo se incluyen en este tipo depósitos con poca vegetación.</p>
<p>Ribera vertical suelta o pared de material suelto, con poca vegetación</p>  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>A diferencia de los muros de roca, estos muros están hechos de materiales sueltos, pero con suficiente cohesión para ser subverticales.</p> <p>Se encuentran:</p> <ul style="list-style-type: none"> > a orillas de cursos de agua, > o sobre materiales sedimentarios fuertemente erosionados. 	<p>Sólo se incluyen en este tipo los depósitos con poca vegetación.</p> <p>Estas paredes son lo suficientemente sueltas para permitir la excavación de aves (Avión zapador [<i>Riparia riparia</i>], Martín pescador común [<i>Alcedo atthis</i>], etc.), insectos, etc.</p>

Tipologías de medios rocosos y de medios acuáticos según "Emberger C., Larrieu, L., Rotiel S., Gonin, P.: 2023. *Diez factores claves para la diversidad de especies en el bosque. Entender el Índice de Biodiversidad Potencial (IBP). 2ª edición.* París: CNPF-IDF, 2023, 62 p."

Fotos: L.L.: Laurent Larrieu; N.G.: Nicolas Gouix; P.G.: Pierre Gonin

A.5. ESTADILLO DE CAMPO CONJUNTO

FICHA DE RODAL

Completar una ficha de rodal para cada uno de ellos y tantas fichas de parcelas como parcelas se muestreen. La ficha de rodal se utiliza para anotar los datos de identificación, muestreo, indicadores y factores a escala de rodal, información complementaria, y los datos calculados de los indicadores de madurez y factores del IBP que se tornan a escala de parcela, su dato agregado a escala de rodal y el valor para la evaluación. Es esencial un reconocimiento previo del rodal para la toma de datos de este y localizar las posibles localizaciones para el levantamiento de las parcelas.

RODAL | Trabajo/proyecto: trabajo o proyecto en el cual se incluye el muestreo | Datos restringidos: ¿son los datos sensibles para publicar? | Nombre: nombre del rodal | Comunidad autónoma: comunidad autónoma en la se encuentra el rodal. | Provincia: provincia en la que se encuentra el rodal. | Término municipal: municipio donde se encuentra el rodal. | Propiedad: tipo de propiedad, pública o privada. | Propietario: en caso de propiedad pública, indicar el propietario. | Área: superficie del rodal, en hectáreas, determinada sobre cartografía o SIG.

Trabajo/proyecto		<input type="checkbox"/> Datos restringidos
Nombre	Comunidad autónoma	
Provincia	Término municipal	
Propiedad <input type="checkbox"/> Pública <input type="checkbox"/> Privada	Propietario	Área ha

MUESTREO | Fecha: fecha del muestreo. | Equipo: nombre del personal que desarrolla el muestreo (o como a mínimo el responsable de equipo de camp, o de la empresa contratada).

Fecha __/__/____	Equipo
------------------	--------

HÁBITAT | CORINE/LPEHT: código y nombre del hábitat forestal más representativo del rodal en función de la especie dominante (ver lista) | Interés comunitario: código y nombre del hábitat forestal de interés comunitario (HIC), de acuerdo con la Directiva Hábitats, más representativo del rodal (ver lista). | Región biogeográfica: región en la que se encuentra el rodal de acuerdo con la Directiva Hábitats. | Spp arb. principales: para las dos especies arbóreas autóctonas principales que forman el dosel del rodal. => Sp pplac: código (ver lista) y/o nombre de las especies principal y acompañante respectivamente. | FCC: fracción de cabida cubierta (en %). | Ho: altura dominante, en metros, es la media de las alturas dominantes de la especie en cada parcela ponderada por su área basal.

CORINE/LPEHT código/nombre 4
Interés comunitario código/nombre 9
Región biogeográfica: <input type="checkbox"/> Alpina <input type="checkbox"/> Atlántica <input type="checkbox"/> Mediterránea <input type="checkbox"/> Macaronésica
Spp arb. principales: Sp pp código/nombre FCC % Ho m ; Sp ac código/nombre FCC % Ho m

ESPECIES ARBÓREAS AUTÓCTONAS RB IBP

Fase: Indicación de las especies arbóreas en cualquier estado de desarrollo y representación poblacional, de HI > 0,5 m, haciendo hincapié en aquellas que se encuentran entre parcelas.

Especies código/nombre:

FASES SILVOGENÉTICAS RB

Fase: Indicación de las fases del ciclo silvogenético presentes en el rodal siempre que la superficie ocupada sea de al menos 200 m² (8 m de radio), con la excepción de la fase de regeneración que puede ser de 100 m² (6 m de radio). En las fases de claros y regeneración indicar en la casilla correspondiente si el origen de la cobertura es natural, por la caída de árboles (muertos o no) por la corta y/o aprovechamiento de pres.

Fase						
	Claro: <input type="checkbox"/> Natural <input type="checkbox"/> Corta	Regeneración: <input type="checkbox"/> Natural <input type="checkbox"/> Corta	<input type="checkbox"/> Ocupación	<input type="checkbox"/> Exclusión	<input type="checkbox"/> Maduración	<input type="checkbox"/> Senescencia

Tipo de medios acuáticos IBP

Elementos característicos acuáticos naturales o artificiales, permanentes o no (ver anexo).

- Fuentes o afloramientos
- Riachuelo, rasa húmeda no canalizada o canal pequeña (ancho < 1 m)
- Pequeño curso de agua (anchura de 1 a 8 m)
- Río y afluentes, estuario o delta (anchura > 8 m)
- Brazo de río muerto
- Lago o masa de agua profunda
- Estanque, laguna
- Albufera o masa de agua poco profunda
- Balsa u otro punto de agua pequeño
- Turberas
- Zona pantanosa
- Mar

Tipo de medios rocosos IBP

Elementos característicos de los medios rocosos (ver anexo).

- Acantilado o pared de roca más alta que los árboles adultos
- Pared de roca más baja que los árboles adultos
- Losa
- Lapiaz o gran diaclasa reciente
- Cueva o brecha
- Acumulación de bloques estables (canchales estables, acumulaciones de piedras, muros de piedra o ruines > 20m)
- Afloramientos de bancos de cantos rodados (fuera del cauce del río)
- Desprendimientos inestables
- Caos de bloques > 2 m
- Bloques grandes (> 20 cm) o afloramientos de roca subyacente que no forman una losa ni un lapiaz
- Depósito de sedimentos finos, con poca vegetación (depósito aluvial fuera del cauce del río, duna)
- Ribera vertical suelta del río o pared de material suelto, con poca vegetación

CONTINUIDAD TEMPORAL DEL BOSQUE IBP RB

Orto del 1956-57: proporción del rodal que se muestra desarbolado en las ortomogénes del 1956-57. | Orto del 1945: proporción del rodal que se muestra desarbolado en las ortomogénes del 1945. | Discontinuidad forestal: en que proporción si sobre el terreno se observan evidencias de actividades agrícolas antes de 1945. | Continuidad forestal: evidencias de continuidad forestal sobre el terreno que en el 1945 se observan desarbolados. | Perturbación por reforestación: evidencias de actividades de movimientos del suelo para reforestaciones en toda la superficie. | Documentos históricos: revisión de documentos que indiquen la edad del bosque.

Orto del 1956-57, % arbolado:	<input type="checkbox"/> 91-100%	<input type="checkbox"/> 76-90%	<input type="checkbox"/> 51-75%	<input type="checkbox"/> 26-50%	<input type="checkbox"/> 11-25%	<input type="checkbox"/> 0-10%
Orto del 1945:	<input type="checkbox"/> 100% desarbolado	<input type="checkbox"/> parte del rodal desarbolado	<input type="checkbox"/> arbolado antes 1945			
Sobre el terreno	Discontinuidad forestal (muretes, aterrazamientos):	<input type="checkbox"/> Totalmente	<input type="checkbox"/> Localmente	<input type="checkbox"/> No aterrazado		
	Continuidad forestal:	<input type="checkbox"/> Árboles relictos en márgenes de antiguos pastos	<input type="checkbox"/> Roquedos que han mantenido el arbolado	<input type="checkbox"/> Otras evidencias		
	Perturbación por reforestación:	<input type="checkbox"/> Uso de subsolado	<input type="checkbox"/> Labrado entre líneas	<input type="checkbox"/> Arranque de cepas		
Documentos históricos:						

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA IBP RB
Otras especies de flora acompañante: selección de la flora más relevante por ser indicadoras, definitorias del hábitat. | **Hábitats de interés comunitario:** otros HIC identificados en el rodal, arbolados o no. | **Otra información relevante:** información complementaria para la evaluación, por ejemplo si la madera muerta o los dendromicrohábitats están mayoritariamente sobre la misma especie, si hay islas de senectud, si hay bosquecillos de composición diferente, etc.) y/o cualquier otra que se tenga de rodal y que se crea relevante para la evaluación: fauna, posición orográfica, geología, hidrografía, litología y edafología, historia... | **Documentos:** puede completarse la ficha con mapas, fotografías, o documentos con información del rodal.

Otras especies de flora acompañantes:

Hábitats de interés comunitario:

Otra información relevante:

Documentos:

INDICADORES Y FACTORES ● Para cada parcela → Dato de campo del correspondiente indicador (RB, factor IBP o variable (radio y superficie). Para el rodal → ● Dato: dato agregado de cada indicador, valor o variable para el rodal ● Valor: valor asociado al dato según los umbrales de clasificación en cada caso											Rodal ▼		
●Parcela ▶	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	●Dato	●Valor	
Radio de parcela m													
Superficie de parcela ha													
INDICADORES DE MADUREZ	RB Especies arbóreas n especies												
	Área basal m ² /ha												
	Volumen de madera del arbolado vivo m ³ /ha												
	Estratos arbóreos n estratos												
	Clases diamétricas n cd												
	Árboles excepcionales (Dn ≥ De) pies/ha												
	Abundancia de madera muerta en pie m ³ /ha												
	Abundancia de madera muerta en suelo m ³ /ha												
	Abundancia de madera muerta total m ³ /ha												
	Proporción de madera muerta %												
	Dendromicrohábitats n tipos												
Fases silvogenéticas valor													
Continuidad temporal del bosque valor													
FACTORES DE RODAL	IBP A: Especies autóctonas n géneros												
	B: Estructura vertical de la vegetación n estratos												
	C: Madera gruesa muerta en pie piezas/ha	MMG											
		MMM											
	D: Madera gruesa muerta en el suelo piezas/ha	MMG											
		MMM											
	E: Árboles vivos muy gruesos árboles/ha	AMG											
AG													
F: Árboles vivos con dendromicrohábitats árboles/ha													
G: Espacios abiertos con flores % superficie													
F. DE CONTEXTO	H: Continuidad temporal del bosque edad del bosque												
	I: Medios acuáticos número de tipos												
	J: Medios rocosos número de tipos												

ÁREA DE MUESTREO Y NÚMERO Y TAMAÑO DE LAS PARCELAS
 La superficie muestreada tiene que representar entre el 15% y el 50% de la superficie del rodal y ser de mínima una hectárea. Es muy recomendable realizar el muestreo con parcelas circulares y es como se propone el protocolo. Es necesario levantar tantas parcelas del radio que sea pero que en su totalidad el área muestreada cumpla con los requisitos. Muestrear parcelas de tamaño mayor solo es conveniente para rodales muy pequeños, con poca pendiente y/o solo bosque poco abundante. En cualquier caso, el radio mínimo no tiene que ser inferior a 17,8 m.

● Área de muestreo en relación con la del rodal	Rodal (ha)								● Número de parcelas necesarias para muestrear 1 ha según su radio y área	Número (n)										
	Muestreo mínimo (ha)	< 7	7-12	13-18	19-24	25-30	31-36	37-42		43-48	Radio (m)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Muestreo máximo (ha)	3	6	9	12	15	18	21	24	Área (ha)	1,00	0,50	0,33	0,25	0,20	0,17	0,14	0,13	0,11	0,10	0,10

MADERA MUERTA EN PIE RB IBP

Radio de parcela ⇒ Variable entre 17,8 y 56,4 m: muestreo de pies muertos en pie de cualquier especie, en cualquier estado de descomposición de Ht ≥ 1 m y Dn ≥ 17,5 cm, árboles enteros y esclacas.
 Para cada especie ⇒ Especie: código y/o nombre de las especies arbóreas. | Ht: altura en metros. | Dn: diámetro normal, en cm. Si es Ht < 1,30 m, no es necesario.

Especie código/nombre	Ht m	Dn cm														

MADERA MUERTA EN EL SUELO RB IBP

Radio de parcela ⇒ Variable entre 17,8 y 56,4 m: muestreo de piezas, enteras o parto de ellas, de madera muerta de cualquier especie, en cualquier estado de descomposición de Lg ≥ 1 m y diámetro (Dm) ≥ 17,5 cm.
 Para cada especie ⇒ Especie: código y/o nombre de la especie. | Lg: longitud de la pieza, o de la parte de parcela de Dm > 17,5 cm. | Dm: diámetro de la pieza a la mitad de la longitud de dentro de la parcela, en cm.

Especie código/nombre	Lg m	Dm cm														

ESTRATOS ARBÓREOS RB

Radio de parcela ⇒ 15 m: ocupación del arbolado vivo según se establecen mentalmente 4 estratos del vuelo arbóreo de igual altura hasta la altura dominante. estrato emergente (5) es el que ocupan los árboles normalmente aislados que sobrepasan el vuelo general.
 FCC ≥ 20%: indicar si la FCC del estrato correspondiente es superior al 20%.

FCC ≥ 20%: <input type="checkbox"/> 1 (0 < Ht ≤ ¼)	<input type="checkbox"/> 2 (¼ < Ht ≤ ½)	<input type="checkbox"/> 3 (½ < Ht ≤ ¾)	<input type="checkbox"/> 4 (¾ < Ht ≤ H ₀)	<input type="checkbox"/> 5 (H _{em} > H ₀)

ESTRUCTURA VERTICAL DE LA VEGETACIÓN IBP

Radio de parcela ⇒ Variable entre 17,8 y 56,4 m: ocupación de los estratos de vegetación leñosa y herbácea según alturas.
 FCC ≥ 20%: indicar si la FCC del estrato correspondiente es superior al 20%.

FCC ≥ 20%: <input type="checkbox"/> Herbáceo y semi leñoso	<input type="checkbox"/> Leñoso muy bajo (Ht < 1,5 m)	<input type="checkbox"/> Leñoso bajo (Ht: 1,5-5 m)	<input type="checkbox"/> Leñoso intermedio (Ht: 5-15 m)	<input type="checkbox"/> Leñoso alto (Ht > 15 m)
--	---	--	---	--

ESPACIOS ABIERTOS CON FLORES IBP

Radio de parcela ⇒ Variable entre 17,8 y 56,4 m: superficie de los espacios abiertos con vegetación con flores permanentes o temporales.
 Superficie: superficie en m² para cada tipo de espacio abierto. | % especies con flores: proporción del área de los espacios abiertos ocupada por especies con flores. | Longitud: metros de longitud de espacios de margen.

Oberturas o claros: superficie	m² X	% especies con flores =	m²	Total: oberturas o claros + zonas poco densas + espacios abiertos = m²
Zonas poco densas: superficie	m² X	% especies con flores =	m²	
Espacios abiertos de margen: longitud	m X 2 m de anchura =	m² X	% especies con flores =	

FICHA DE PARCELA

Completar una ficha de parcela para cada una de ellas que se muestree. En ella se recogen los datos de campo que se muestrean a escala de parcela ya sean para Redbosques o IBP. Las parcelas hay que localizarlas en los sitios con elementos que caracterizan la madurez y/o sean importantes para la biodiversidad (madera muerta, árboles grandes y/o excepcionales...). El tamaño de las parcelas, y distancias, son siempre referidos al plano horizontal, no siguiendo el pendiente del terreno. Hay que tener en cuenta que el tamaño de la parcela depende del área que es necesaria muestrear (ver tablas en la ficha de rodal). Este tamaño corresponde al muestreo de todos los elementos, excepto el arbolado vivo de las CD 20 y 25 y los estratos arbolados.

PARCELA

Número: identificador numérico correlativo de la parcela (p. ej., 1/5, 2/5, 3/5...). Código: código de la parcela, si es diferente del número. Rodal: nombre y/o código del rodal al que corresponde la parcela. Coordenadas: coordenadas geográficas (siempre en ETRS89/EPG:25831) del punto central de la parcela, en metros e indicando el huso, si es diferente del 31. Calidad de estación: ver documento Piqué, M. et al. 2014. Tipologías forestales arbrades. ORGEST. CPF. Gencat.

Número: _____ Código: _____ Rodal: _____

Coordenadas ETRS89: Huso ____ UTM x m _____ UTM y m _____ Calidad de estación: A B C

MUESTREO

Fecha: fecha del muestreo. Equipo: nombre del personal que desarrolla el muestreo (o como a mínimo el responsable de equipo de camp, o de la empresa contratada). Radio de parcela: radio de la parcela, en metros, y que depende de la cantidad de parcelas en el rodal y de la superficie mínima necesaria de muestreo.

Fecha: ___/___/___ Equipo: _____

Radio de la parcela m: 56,4 39,9 32,6 28,2 25,2 23,0 21,3 19,9 18,8 17,8

ARBOLADO VIVO RB IBP

Radio de parcela => 10 m: conteo de todos los árboles, autóctonos o no, de las Variable entre 17,8 y 56,4 m: conteo de todos los árboles, autóctonos o no, de la CD30 hasta la CD55, y medida del Dn de cada uno de Dn >= 57,5 cm (Dn >= 17,5 cm) y CD25. cm. Otras especies: anotación de otras especies de Dn < 17,5 cm y Ht >= 50 cm. FCC: FCC de especies arbóreas autóctonas (Ht >= 50 cm).

Para cada especie => Especie: código y/o nombre de las especies arbórea (ver lista). Ho: altura dominante, media de los 3 pies más gruesos en Dn de la parcela. De: diámetro excepcional, De (cm) = 3 x Ho (m) (ver tabla de equivalencias). CD20->CD55: número de árboles de cada una de las clases diamétricas distintas presentes (tener en cuenta el radio de parcela según CD). Dn >= 57,5: Dn de cada uno de los árboles que superen los 57,5 cm en la parcela de radio variable. Otras especies: código y/o nombre de otras especies presentes de CD diferentes a las anteriores. FCC: fracción de cabuda cubierta del conjunto del arbolado de las especies autóctonas.

Ho m	≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	≥ 40
De cm	27,5	32,5	37,5	42,5	47,5	52,5	57,5	62,5	67,5	72,5	77,5	82,5	87,5	92,5	97,5	102,5	107,5	112,5	117,5												
CD	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	110	115	120												

AG Dn 37,5 - 57,5 cm AMG Dn >= 37,5 cm / Calidad de estación C / Spp: *Crataegus, Rhamnus, Phyllirea Arbutus, Acer, Pyrus*.....

Especie código/nombre	Radio de parcela => 10 m										Variable 17,8 - 56,4 m																						
	Ho m	De cm	CD20	CD25	CD30	CD35	CD40	CD45	CD50	CD55	Dn >= 57,5 cm																						

Otras especies: _____ FCC: < 50% ≥ 50%

DENDROMICROHÁBITATS RB IBP

Radio de parcela => Variable entre 17,8 y 56,4 m: muestreo de los árboles vivos de Dn >= 17,5 cm con cada uno de los 15 tipos dendromicrohábitat (ver cuadro). Si en el mismo árbol hay varios tipos se cuentan como pies diferentes. Si un árbol tiene más de un microhábitat del mismo tipo se cuenta como uno solo.

Tipo de microhábitat: 1. Cavidades de picidos | 2. Cavidades con materia orgánica (Ø > 10 cm o > 30 cm en cavidades semiabiertas o abiertas) | 3. Orificios y galerías de insectos (Ø > 2 cm) | 4. Concavidades (Ø > 10 cm, P > 10 cm) | 5. Madera expuesta (albura) (S > 600 cm² o corteza separada > 1 cm, A y altura > 10 cm) | 6. Madera expuesta (duramen y albura) (punta rota Ø > 20 cm, rama rota a nivel de tronco) (S > 600 cm² = A4, o Ø > 20 cm); brecha de A > 1 cm, P > 10 cm y L > 30 cm) | 7. Madera muerta en copa (Ø > 20 cm y L > 50 cm o Ø > 3 cm con > 20% de la copa muerta) | 8. Deformaciones y chancros (Ø > 20 cm) | 9. Acumulación de brotes o ramas (escoba de bruja > 50 cm; brotes > 5) | 10. Cuerpos fructíferos de hongos perennes (Ø > 5 cm) | 11. Cuerpos fructíferos de hongos anuales (Ø > 5 cm o N > 10) | 12. Plantas y líquenes epifíticos o parásitos (briofitos, líquenes o lianas > 20% del tronco; muérdago > 10 bolas de > 20 cm, helechos > 5 hojas) | 13. Nidos (> 50 cm) | 14. Microsuelo (de copa, a cualquier altura) | 15. Flujo de savia y de resina (longitud > 20 cm) | Ø: diámetro; S: superficie; L: longitud; A: ancho; N: número; P: profundidad.

Pies: número de pies con el tipo de microhábitat correspondiente.

Tipo de microhábitat	1. Cavidades de picidos	2. Cav. mat orgánica	3. Orif./gal. de insectos	4. Concavidades	5. Albura expuesta	6. Duramen y albura exp.	7. MM en copa	8. Defor. y chancros	9. Acumul. brotes	10. Hongos perennes	11. Hongos anuales	12. Epifíticos o parásitos	13. Nidos	14. Microsuelo	15. Flujo de savia, resina
Pies n															

A.6. LISTA DE HÁBITATS CORINE/LPEHT

Lista de hábitats adaptada de la [Lista Patrón Española de Hábitats Terrestres](#). Se indican que formaciones son principalmente mediterráneas

(MED). Estas incluyen sus variantes mixtas con otras especies y repoblaciones.

CÓDIGO	NOMBRE	MED
41	Bosques caducifolios planifolios	
41.1	Hayedos (bosques dominados por <i>Fagus sylvatica</i>)	
41.3	Fresnedas de <i>Fraxinus excelsior</i>	
41.5&1	Robledales acidófilos de <i>Quercus petraea</i>	
41.5&2	Robledales acidófilos de <i>Quercus robur</i>	
41.6	Bosques de <i>Quercus pyrenaica</i>	X
41.7&1	Robledales de <i>Quercus humilis</i> (o híbridos)	X
41.7&2	Quejigares de <i>Quercus faginea</i> s.l.	X
41.7&3	Bosques de <i>Quercus canariensis</i>	X
41.83	Bosquetes de arces (<i>Acer</i> spp.)	X
41.84	Bosques (meso)supramediterráneos con abundancia de tilos (<i>Tilia platyphyllos</i>)	
41.85	Bosquetes de almez (<i>Celtis australis</i>)	
41.86	Bosques no ribereños de <i>Fraxinus angustifolia</i> o <i>F. ornus</i> , en ocasiones con robles o encinas	X
41.9	Castañares (bosques dominados por <i>Castanea sativa</i>)	X
41.A	Formaciones de <i>Carpinus betulus</i>	
41.B	Abedulares (no riparios ni de terrenos pantanosos)	
41.D	Bosques dominados por álamo temblón (<i>Populus tremula</i>)	
41.E	Formaciones de serbal de cazadores (<i>Sorbus aucuparia</i>)	
42	Bosques de coníferas	
42.&1	Abetales de <i>Abies alba</i>	
42.19	Pinsapares (abetales de <i>Abies pinsapo</i>)	
42.4	inares de pino negro (<i>Pinus uncinata</i>)	
42.5	Pinares de pino albar (<i>Pinus sylvestris</i>)	
42.6	Pinares de <i>Pinus nigra</i> s.l.	X
42.8&1	Pinares de <i>Pinus pinaster</i>	X
42.83	Pinares de pino piñonero (<i>Pinus pinea</i>), naturales o seminaturales	X
42.84	Pinares de pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i>)	X
42.9	Bosques de <i>Pinus canariensis</i> de las Islas Canarias	
42.A2	Sabinares albares (bosques de <i>Juniperus thurifera</i>)	
42.A6	Bosquetes de ciprés de Cartagena (<i>Tetraclinis articulata</i>)	
42.A7	Tejedas (bosques dominados por <i>Taxus baccata</i>)	

42.A81	Bosques canarios de <i>Juniperus cedrus</i>	
42.A9	Enebrales arbóreos (bosques dominados por <i>Juniperus oxycedrus</i> s.l.)	
42.AA	Sabinas negrales arbóreos (formaciones excepcionales de <i>Juniperus phoenicea</i> de porte arbóreo)	
44	Bosques y otras formaciones leñosas de ribera o de suelos muy húmedos	
44.&1	Alisedas	X
44.&3	Alamedas	X
44.1	Saucedas y sotos de sargas (<i>Salix</i> spp.) de las riberas de los cursos de agua	X
44.35	Choperas de <i>Populus nigra</i> naturales del norte de la Península Ibérica	
44.62	Olmedas ribereñas mediterráneas de <i>Ulmus minor</i>	X
44.63	Fresnedas ribereñas mediterráneas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	X
44.813	Tarayales (formaciones ribereñas dominadas por <i>Tamarix</i> spp.)	X
45	Bosques esclerofilos y laurifolios	
45.11	Bosques de acebuche (<i>Olea europaea</i> subsp. <i>sylvestris</i>)	
45.12	Bosques de algarrobo (<i>Ceratonía siliqua</i>)	X
45.2	Alcornocales (bosques de <i>Quercus suber</i>)	X
45.3	Encinares (bosques de <i>Quercus ilex</i> o <i>Q. rotundifolia</i>)	X
45.6	Laurisilvas macaronésicas	
45.7	Palmerales arbóreos	
45.8	Acebedas (bosques de <i>Ilex aquifolium</i>)	

A.7. LISTA DE ESPECIES ARBÓREAS AUTÓCTONAS

Código y nombre

100	<i>Abies alba</i>	225	<i>Arbutus canariensis</i>	217	<i>Crataegus</i> sp.
105	<i>Abies pinsapo</i>	73	<i>Arbutus unedo</i>	109	<i>Cupressus lusitanica</i>
219	<i>Abies</i> sp.	10	<i>Betula pendula</i>	110	<i>Cupressus sempervirens</i>
1	<i>Acer campestre</i>	11	<i>Betula pubescens</i>	999	Desconocido
2	<i>Acer monspessulanum</i>	212	<i>Betula</i> sp.	227	<i>Dracaena draco</i>
3	<i>Acer opalus</i>	88	<i>Betula tortuosa</i>	79	<i>Erica manipuliflora</i>
4	<i>Acer platanoides</i>	13	<i>Carpinus betulus</i>	20	<i>Fagus sylvatica</i>
5	<i>Acer pseudoplatanus</i>	15	<i>Castanea sativa</i>	228	<i>Ficus carica</i>
215	<i>Acer</i> sp.	226	<i>Celtis australis</i>	21	<i>Fraxinus angustifolia</i>
6	<i>Alnus cordata</i>	75	<i>Ceratonía siliqua</i>	22	<i>Fraxinus excelsior</i>
7	<i>Alnus glutinosa</i>	76	<i>Cercis siliquastrum</i>	23	<i>Fraxinus ornus</i>
216	<i>Alnus</i> sp.	16	<i>Corylus avellana</i>	24	<i>Ilex aquifolium</i>
224	<i>Apollonias barbujana</i>	90	<i>Crataegus monogyna</i>	91	<i>Ilex canariensis</i>

26	<i>Juglans regia</i>	135	<i>Pinus uncinata</i>	60	<i>Salix eleagnos</i>
150	<i>Juniperus cedrus</i>	85	<i>Pistacia terebinthus</i>	61	<i>Salix fragilis</i>
111	<i>Juniperus communis</i>	239	<i>Pleiomeris canariensis</i>	62	<i>Salix sp.</i>
112	<i>Juniperus oxycedrus</i>	31	<i>Populus alba</i>	242	<i>Sambucus nigra</i>
113	<i>Juniperus phoenicea</i>	34	<i>Populus nigra</i>	243	<i>Sideroxylon mirmulano</i>
114	<i>Juniperus sabina</i>	211	<i>Populus sp.</i>	63	<i>Sorbus aria</i>
115	<i>Juniperus thurifera</i>	35	<i>Populus tremula</i>	64	<i>Sorbus aucuparia</i>
218	<i>Larix sp.</i>	36	<i>Prunus avium</i>	65	<i>Sorbus domestica</i>
92	<i>Laurus canariensis</i>	37	<i>Prunus dulcis</i>	66	<i>Sorbus torminalis</i>
80	<i>Laurus nobilis</i>	38	<i>Prunus padus</i>	67	<i>Tamarix africana</i>
27	<i>Malus domestica</i>	40	<i>Pyrus communis</i>	670	<i>Tamarix sp.</i>
93	<i>Myrica faya</i>	240	<i>Quercus canariensis</i>	137	<i>Taxus baccata</i>
232	<i>Myrica rivas-martinezii</i>	42	<i>Quercus coccifera</i>	245	<i>Tetraclinis articulata</i>
233	<i>Ocotea phoetens</i>	43	<i>Quercus faginea</i>	68	<i>Tilia cordata</i>
28	<i>Olea europaea</i>	45	<i>Quercus fruticosa (Q. lusitanica)</i>	69	<i>Tilia platyphyllos</i>
199	<i>Otras coníferas</i>	49	<i>Quercus humilis</i>	210	<i>Tilia sp.</i>
99	<i>Otras planifolias</i>	46	<i>Quercus ilex</i>	70	<i>Ulmus glabra</i>
234	<i>Persea indica</i>	47	<i>Quercus macrolepis</i>	72	<i>Ulmus minor</i>
82	<i>Phillyrea latifolia</i>	48	<i>Quercus petraea</i>	213	<i>Ulmus sp.</i>
235	<i>Phoenix canariensis</i>	50	<i>Quercus pyrenaica</i>	247	<i>Visnea mocanera</i>
83	<i>Phyllyrea angustifolia</i>	51	<i>Quercus robur</i>		
237	<i>Picconia excelsa</i>	52	<i>Quercus rotundifolia</i>		
122	<i>Pinus canariensis</i>	54	<i>Quercus suber</i>		
125	<i>Pinus halepensis</i>	87	<i>Rhamnus alaternus</i>		
128	<i>Pinus mugo (P. montana)</i>	57	<i>Salix alba</i>		
129	<i>Pinus nigra</i>	24	<i>Salix atrocinerea</i>		
130	<i>Pinus pinaster</i>	58	<i>Salix caprea</i>		
131	<i>Pinus pinea</i>	59	<i>Salix cinerea</i>		
134	<i>Pinus sylvestris</i>				

A.8. LISTA DE CÓDIGOS DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO (HIC) Y PRIORITARIOS (HICP)

La Directiva Hábitats define como tipos de hábitat naturales de interés comunitario a aquellas áreas naturales y seminaturales, terrestres o acuáticas, que, en el territorio europeo de los Estados miembros de la UE: a) se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural, o bien; b) presentan un

área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a que es intrínsecamente restringida, o bien; c) constituyen ejemplos representativos de una o de varias de las regiones biogeográficas de la Unión Europea. Entre ellos, se considera tipos de hábitat naturales prioritarios a aquéllos que están amenazados de desaparición en el territorio de la Unión Europea y cuya conservación supone una responsabilidad especial para la UE. En la lista, estos se indican con un asterisco detrás del código del hábitat.

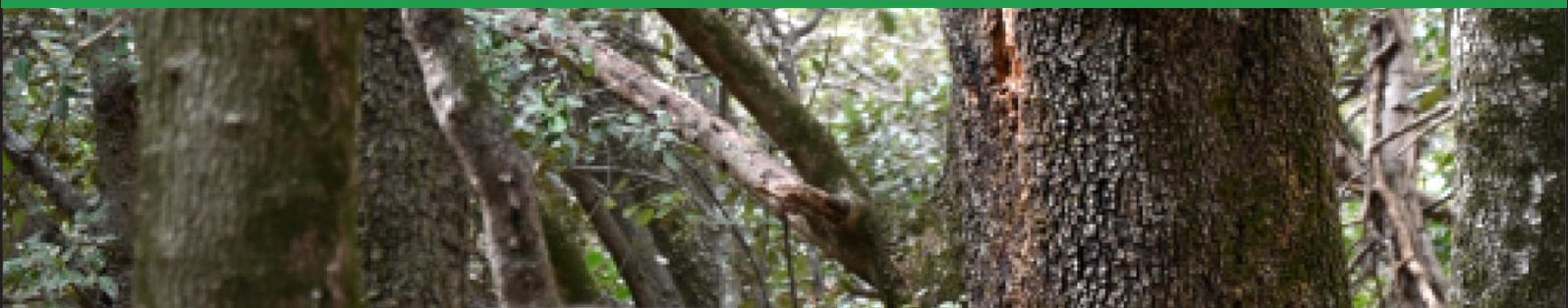
Código	Nombre
9120	Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-petraeae</i> o <i>Illici-Fagenion</i>)
9130	Hayedos del <i>Asperulo-Fagetum</i>
9140	Hayedos subalpinos medioeuropeos de <i>Acer</i> y <i>Rumex arifolius</i>
9150	Hayedos calcícolas medioeuropeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i>
9160	Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno
9180*	Bosques caducifolios mixtos de laderas abruptas, desprendimientos o barrancos (principalmente <i>Tilio-Acerion</i>)
91B0	Fresnedas mediterráneas ibéricas de <i>Fraxinus angustifolia</i> y <i>Fraxinus ornus</i>
91D0*	Turberas boscosas
91E0*	Bosques aluviales arbóreos y arborescentes
9230	Robledales de <i>Quercus pyrenaica</i> y robledales de <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i> del noroeste ibérico
9240	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>
9260	Bosques de <i>Castanea sativa</i>
92A0	Alamedas, olmedas y saucedas de las regiones Atlántica, Alpina, Mediterránea y Macaronésica
92B0	Bosques en galería de ríos con caudal intermitente en la Región Mediterránea con <i>Rhododendron ponticum</i> y <i>Betula parvibracteata</i>
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Flueggeion tinctoriae</i>)

- 9320 Bosques de *Olea* y *Ceratonia*
- 9330 Alcornocales de *Quercus suber*
- 9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*
- 9360* Laurisilvas macaronésicas (*Laurus*, *Ocotea*)
- 9370* Palmerales de *Phoenix canariensis* endémicos canarios
- 9380 Bosques de *Ilex aquifolium*
- 9430 Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*
- 9430* Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata* en sustratos yesosos o calcáreos
- 9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss
- 9530* Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos
- 9540 Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos
- 9550 Pinares endémicos canarios
- 9560* Bosques endémicos de *Juniperus* spp.
- 9570* Bosques de *Tetraclinis articulata*
- 9580* Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*



Esta Guía se ha realizado en el marco del proyecto LIFE BIORGEST
(Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean forest.
Incentives & Management Tools)
LIFE 17 NAT/ES/000568

lifebiorgest.eu



Socios del proyecto



CTFC



Generalitat de Catalunya
Departament d'Agricultura,
Ramaderia, Pesca i Alimentació



Centre de la Propietat
Forestal



CREAF



CNPF
Centre Nacional
de la Propietat Forestal



XCN
XARXA PER A LA
CONSERVACIÓ DE
LA NATURE

Cofinanciadores



Diputació de Girona



Generalitat
de Catalunya