



8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya - 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Como una buena gestión forestal puede favorecer la biodiversidad. Experiencia en bosques de pino laricio (*Pinus nigra salzmanii*) en Cataluña

CAMPRODON, J.^{1,2}, GUIXÉ, D¹, FLORENSA, X.¹, SAZATORNIL, V.¹, BELTRÁN, M.¹, PIQUÉ, M.¹

¹Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC). Ctra Sant Llorenç de Morunys km 2. 25280 Solsona. E-mail: jordi.camprodon@ctfc.cat.

²Departament de Biociències. Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya, C/ de la Laura, 13, 08500 Vic.

Resumen

Los bosques de pino laricio ibéricos (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) son un buen ejemplo de cómo la estructura forestal condicionada por la gestión influye en la diversidad biológica. Lo es por la elevada diversidad potencial asociada a la madurez de los bosques dominados por el pino laricio, una pinácea muy longeva, por la heterogeneidad potencial del hábitat y por los distritos objetivos y modelos de gestión multifuncional. En este estudio se relacionaron los organismos bioindicadores con elementos estructurales del hábitat y se evaluaron medidas de mejora del hábitat (generación de madera muerta). En la gestión del pino laricio en Cataluña destacan tres escenarios de gestión: a) rodales singulares por su madurez, b) rodales regulares adultos y sin regeneración y c) irregulares desestructurados. Se seleccionaron distintos indicadores dasométricos y de biodiversidad (indirectos: árboles grandes, madera muerta, estructura vertical; directos: biota de la madera muerta, flora vascular, aves y murciélagos). Los resultados indican diferencias significativas entre los rodales singulares y los demás escenarios en la el volumen de madera muerta, densidad de cavidades para la fauna vertebrada, aves y murciélagos arborícolas, pero no en flora vascular ni en la cantidad de madera muerta. En muestreos efectuados en 2020, se observó una colonización de la madera muerta generada en pie y tumbada en suelo por parte de los organismos saproxílicos (hongos y coleópteros coleópteros saproxílicos). Se recomienda por un lado la preservación y potenciación de una red de rodales singulares que avancen hacia estados de mayor madurez y biodiversidad. La conservación y generación de madera muerta y árboles de grandes dimensiones en los rodales con gestión multifuncional son dos de las medidas clave a integrar en la gestión multifuncional para incrementar significativamente la biodiversidad forestal. Este estudio se realizó en el marco del Life+ PINASSA (2014-2018), el cual es ejemplo demostrativo y transferible de cómo puede mejorarse la biodiversidad en la gestión forestal de montes mediterráneos.

Palabras clave

Conservación de la biodiversidad, gestión forestal, pino laricio, pino salgareño, *Pinus nigra*.

1. Introducción

Los bosques de pino laricio ibéricos (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) destacan entre las otras pináceas por estar dominados por una especie arbolada muy longeva, que puede superar los 600 años (RUIZ DE LA TORRE, 2006). En buena calidad de estación, las alturas de tronco sin ramas llegar a ser considerables, característica que les da gran resiliencia a los incendios (DOMÈNECH et al., 2018). Sin embargo, la mayoría de los montes de pino laricio en Cataluña son relativamente jóvenes (el arbolado dominante no supera los 100 años) y muy vulnerables y poco resilientes a los grandes incendios forestales (BELTRÁN et al., 2018). La biodiversidad asociada del hábitat puede llegar a ser considerablemente elevada, teniendo en cuenta su potencial de desarrollo en madurez (CAMPRODON et al., 2018).

La madera de pino laricio es apreciada como excelente material de construcción. Por consiguiente, se ha aprovechado de forma más o menos intensa desde antiguo, lo que ha

influido notablemente en la configuración actual del hábitat y su estado actual de conservación (BELTRÁN et al., 2018). Los pinares de laricio distan mucho de los estadios de madurez potenciales, por ser bosques jóvenes o aprovechados principalmente para palet, a pesar de la excelente calidad de la madera para estructura. A causa de su particularidad biogeográfica y su vulnerabilidad son un hábitat de interés comunitario prioritario, incluido en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Como las demás masas arboladas nativas, los bosques de pino laricio requieren de una gestión multifuncional que integre la compatibilización de sus usos y funciones de una manera amplia, desde la producción directa de bienes (madera, leñas, frutos, setas), la conservación del hábitat y de la biodiversidad asociada, hasta los servicios ecosistémicos generados (BELTRÁN et al., 2018).

La biodiversidad específica de los bosques se incrementa al largo de las etapas avanzadas de la sucesión natural (EUROPARC-ESPAÑA, 2020). Esto afecta a especies y gremios funcionales dependientes de la continuidad en el tiempo de la cobertura arbórea, que proporcione estabilidad microclimática de temperatura y humedad (hongos, líquenes, briófitos, fanerógamas nemoriales), así como de aquellos taxones asociados a variables de madurez (árboles viejos, madera muerta, suelos orgánicos evolucionados, microhábitats): aves que nidifican en cavidades, murciélagos arborícolas, coleópteros y hongos saproxílicos, etc. Los microhábitats corresponden a partes de un árbol u otro elemento del hábitat con características particulares: rugosidades de la corteza, cuerpos fructíferos de hongos afiloforales, lesiones por las que rezuma savia, oquedades naturales, que para los organismos saproxílicos pueden ser muy distintas según se trate de cavidades de tronco, de rama o de raíz, o también según se trate de oquedades apicales o basales (MICÓ et al., 2013). Por el contrario, las especies de plantas vasculares se ven favorecidas por las perturbaciones naturales y antrópicas, siendo mayor su riqueza en los bosques manejados (PAILLET et al., 2010).

A pesar de que la superficie y biomasa de los montes ibéricos se ha incrementado en los últimos decenios, los bosques maduros son casi inexistentes y raros los que tienen cierto grado de madurez. La biodiversidad forestal asociada a la madurez tiene mucho potencial de crecimiento en los bosques ibéricos, en especial los organismos más dependientes de microhábitats asociados a árboles viejos y madera muerta (EUROPARC-ESPAÑA, 2020). Por ejemplo, en los últimos 100-150 años se ha constatado un declive de líquenes y musgos asociados a etapas avanzadas de la sucesión forestal, debido a la retirada de árboles viejos y madera muerta de los bosques (KRIEBITZSCH et al., 2013). Entre los murciélagos arborícolas hay varias especies amenazadas, algunas de las cuales con distribuciones muy discretas (GUIXÉ y CAMPRODON, 2018).

Este estudio valora el efecto de la estructura del bosque condicionada por la gestión forestal sobre la biodiversidad, tomado indicadores de biodiversidad indirectos (dimensiones del arbolado, cantidad y calidad de la madera muerta y heterogeneidad del sotobosque) y grupos taxonómicos (biota asociada a la madera muerta, flora vascular, aves y murciélagos). Árboles de grandes dimensiones y madera muerta son los principales indicadores estructurales del grado de madurez de un bosque (EUROPARC-ESPAÑA, 2017a). Las plantas vasculares forman un grupo muy diversificado taxonómica y ecológicamente, con algunas especies raras o amenazadas, en mayor parte asociadas a los claros de bosque (CAMPRODON et al., 2018). Las comunidades de aves comunes y los murciélagos arborícolas se consideran buenos grupos indicadores de la aptitud del bosque para acoger biodiversidad (CAMPRODON, 2013; GUIXÉ y CAMPRODON 2018). Los murciélagos, además, cuentan con especies amenazadas a escala estatal y europea.

Este trabajo se basa en los resultados obtenidos con el Life+ PINASSA (2014-2018; lifepinassa.eu). Su principal objetivo era la integración de mediadas de conservación de la biodiversidad en bosques multifuncionales de *Pinus nigra salzmannii* en Cataluña. Se complementaba con la protección de rodales singulares por su madurez. Un bosque singular es aquel que destaca sobre el resto en determinados aspectos estructurales. (GRÀCIA et al., 2009): edad, valores de conservación, sociales o productivos destacados y carácter relativo de la singularidad según la escala territorial. Se aplicaron medidas

silvícolas para favorecer procesos (crecimiento y estabilidad del bosque, reestructuración de la masa arbolada, prevención de incendios, etc.) y conservar o generar elementos estructurales que favorecieran la biodiversidad. Uno de los elementos esenciales a potenciar fue la madera muerta. La madera muerta es uno de los elementos del bosque con mayor biodiversidad asociada, ya que ofrece microhábitats para los hongos saproxílicos, briófitos epífitos, coleópteros saproxílicos y otros invertebrados (GILG, 2005; MÜLLER & BÜTLER, 2010). Asimismo, constituye refugios para los murciélagos y otros vertebrados, y sustrato donde anidar y alimentarse para las aves cavícolas (CAMPRODON, 2013; GUIXÉ y CAMPRODON, 2018). En rodales donde se estimaba que la madera muerta era escasa, a partir de inventarios de referencia, se generaba cierta cantidad en pie, por medio del anillamiento de árboles o bien cortada y tumbada (CAMPRODON et al., 2018). Esta actuación se consideró de alto interés para favorecer la biodiversidad en rodales donde los inventarios de madera muerta estimaron que era escasa con respecto a la media de rodales de similar estructura y calidad de estación ecológica. Estas y otras actuaciones del proyecto pueden servir como un ejemplo demostrativo de como conservar y potenciar la biodiversidad en bosques de pino laricio, extrapolables a otros hábitats de coníferas ibéricos.

2. Objetivos

- Relacionar organismos bioindicadores con elementos estructurales del hábitat.
- Evaluar el estado de descomposición y ocupación por biota de la madera muerta generada para favorecer la biodiversidad.
- Proporcionar orientaciones de gestión forestal que conserven y mejoren la biodiversidad.

3. Metodología

En el marco del Life+ PINASSA (2014-2018) se implementaron actuaciones de mejora silvícola, integrando medidas de conservación de la biodiversidad, en diferentes escenarios de gestión en bosques de pino laricio de Cataluña: a) rodales singulares por la abundancia de árboles de grandes dimensiones (clases diamétricas > 35 cm), b) rodales de estructura regular adultos, sin regeneración ni árboles de grandes dimensiones y c) irregulares desestructurados, con falta de algunas clases de edad y árboles de grandes dimensiones (Figura 1). Se seleccionaron distintos indicadores dasométricos y de biodiversidad indirecta (madera muerta y cavidades) y directa (flora vascular, aves y murciélagos).

Una de las medidas silvícolas de incremento de la biodiversidad consistió en la generación de madera muerta. Se anillaban árboles de porte recto y diámetros gruesos (a partir de 20 cm de diámetro normal, mínimo grosor para que un pico picapinos pueda excavar su nido) y altura de cañón superior a 4 m. La madera muerta tumbada correspondía a árboles de más de 15 cm de diámetro normal. Se cortaban dejando un tocón de 40-50 cm de altura y tumbado el árbol sin trocear ni desramar (CAMPRODON et al., 2018). Las actuaciones se llevaron a cabo entre los años 2015 y 2016. Se realizaron inventarios dasométricos, transectos de madera muerta, cavidades y flora vascular y censos de aves y quirópteros entre 2015 y 2016, antes de realizar las intervenciones silvícolas.



Figura 1. Ejemplos de rodal singular (izquierda), rodal de estructura regular (centro) y rodal irregular desestructurado (derecha).

Área de estudio

Se seleccionaron rodales de las distintas estructuras señaladas emplazados a lo largo de la distribución de los pinares de pino laricio en Cataluña: Prepirineo, comarcas centrales (El Solsonès), sistema Prelitoral Meridional (Serra de Llaberia, Serra de Cardó y Els Ports) (Figura 2). Se repartieron las distintas estructuras de hábitat a lo largo de este gradiente latitudinal, con altitudes comprendidas entre los 466 y los 1.177 m.

Se realizaron 180 estaciones de muestreo que incluyen las distintas variables medidas. De este modo una estación dasométricas coincidía con las estaciones de aves y murciélagos. Cada rodal contenía 2 estaciones y dos transectos de madera muerta, cavidades y flora vascular a lo largo del rodal.

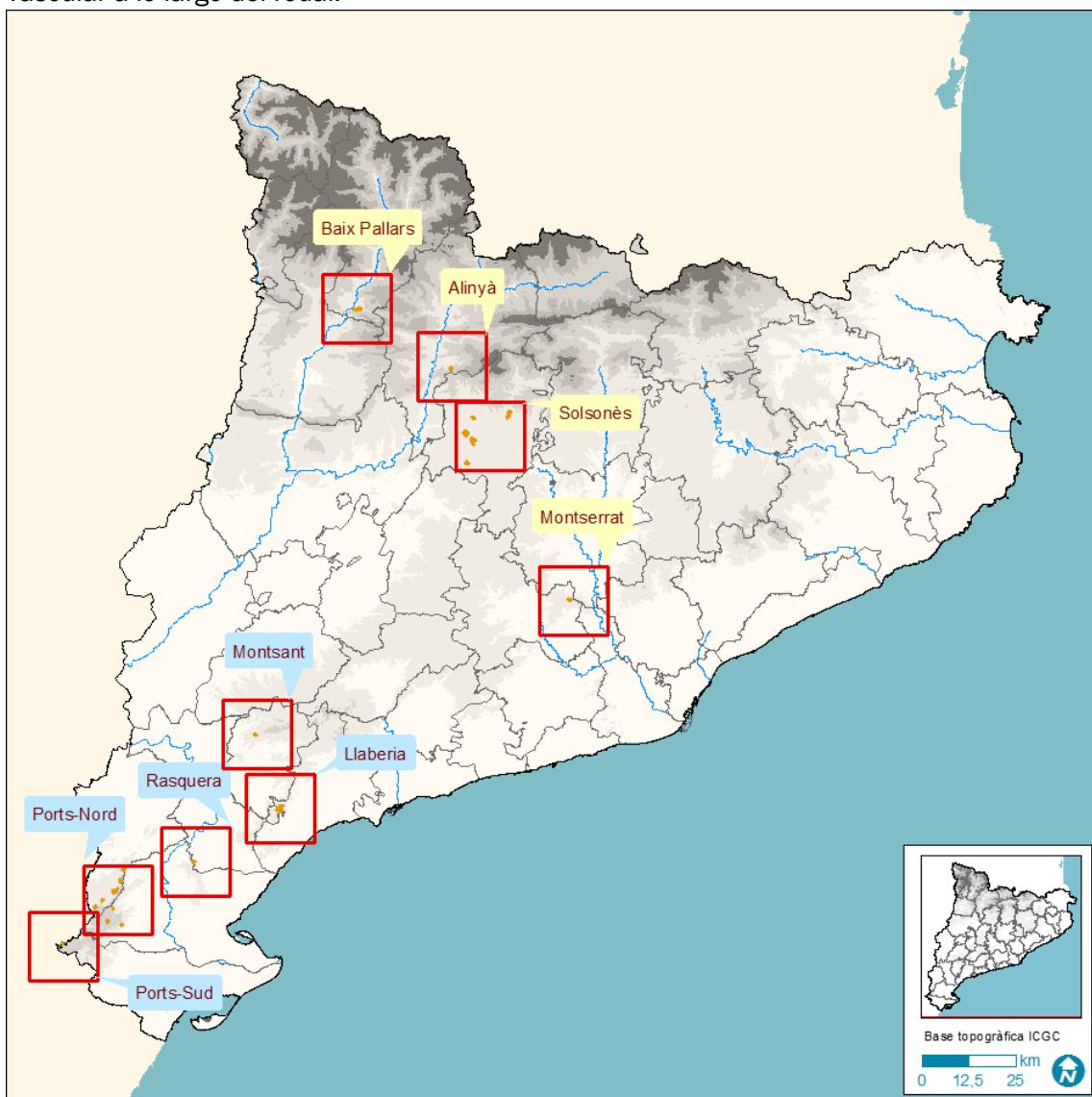


Figura 2. Emplazamiento de los 60 rodales de pino laricio en Cataluña, en un total de 9 ZEC.

Variables dasométricas

En cada rodal se realizaron 3 parcelas circulares dasométricas. Se midió el diámetro normal y la altura total de 5 árboles de la parcela, entre otras variables. Mediante transectos de sotobosque de 10 x 0,5 m, 2 transectos por parcela, se estimó la cobertura y altura máxima de cada especie arbustiva y arbórea (si altura <1,3 m), cobertura de herbáceas, musgos, restos leñosos y rocas.

Madera muerta y cavidades

Se realizaron transectos lineales a lo largo del rodal de una longitud mínima de 1 km. Para la madera muerta en suelo se definía una banda de 4 m, 2 m a ambos lados de la línea de progresión. Se medía la madera muerta (a partir de 20 cm de diámetro normal) que interceptaba la banda de progresión a partir de 15 cm de diámetro normal (método adaptado de STAL y LÄMAS, 1998; NORDÉN et al., 2004; BOBIEC et al., 2005) y se describía la especie, su diámetro normal y altura, su estado de descomposición, el porcentaje de corteza y la causa probable de su muerte. En el mismo transecto se caracterizaban los microhabitats y elementos bióticos que se hallaban en la propia madera muerta (musgos, líquenes, hongos afiloforales, tumores, perforaciones de insectos, etc.). Las cavidades en árbol aptas para la fauna vertebrada se medían en una banda de 25 m, que permitía inspeccionar todos los árboles en el mismo transecto que la madera muerta. Se anotaba la tipología de cavidad, localización (en tronco, rama, raíz), el estado vital del árbol y datos dasométricos del árbol.

En 2021 se revisó la madera muerta generada por el proyecto los años 2015 y 2016. Se revisaron 60 árboles anillados y 60 árboles tumbados para distintas estructuras de bosque (en total 305 anillados y otras tantos tumbados). De cada árbol se medía el estado de decaimiento/descomposición, identificación de dendromicrohabitats, según KRAUS et al. (2016), perforaciones de emergencia de coleópteros, carpóforos de hongos saprófitos y cobertura de briófitos.

Flora vascular

Se efectuó un muestreo mediante un transecto de las especies de flora vascular del catálogo de flora amenazada de Cataluña y del libro rojo de especies amenazadas de Cataluña (SÁEZ et al., 2010). Se incluyeron, además, los endemismos y taxones raros, así como las especies características fitosociológicamente de los bosques de pino laricio (GAMISANS y GRUBER, 1988; ÁLVAREZ DE LA CAMPA, 2004). Los transectos se efectuaron durante el mes de mayo, máximo periodo de crecimiento y floración de la mayoría de las especies. Coincidían con los transectos de madera muerta (banda de 4 m) y se registraba el número de pies, la altitud, la fenología, la vitalidad y la cobertura de los estratos arbustivo y arbóreo sobre la planta, entre otras variables.

Aves

Las aves comunes forestales se censaron mediante estaciones de escucha (BIBBY et al., 1992), método habitual en medios forestales, que permite un buen ensamblaje con los inventarios forestales y de otros elementos estructurales. Se contabilizaron las especies vistas u oídas en tres bandas concéntricas de 25 m, 50 m y más allá de los 50 m. De este modo, todos los contactos dentro de la banda de 50 m se podían asociar al rodal estudiado y más allá de 50 m al resto del bosque. La distancia entre estaciones era de un mínimo de 250 m. La duración de cada escucha era de 20 minutos y las primeras empezaban desde media hora después de la salida del sol y las últimas se realizaban a media mañana.

Murciélagos

El censo consistió en estaciones de escucha con detectores automáticas de ultrasonidos (SM2 y SM3). La grabadora se emplazaba en el centro de las parcelas dasométricas y grabada 4 noches consecutivas. Los censos se combinaron con sesiones de captura, para poder determinar las especies crípticas, imposibles de diferenciar con certeza mediante el análisis de ultrasonidos. Está demostrado que la utilización de métodos combinados para el estudio de murciélagos es la vía más eficiente a este fin (FLAQUER et al., 2007). Los muestreos se realizaron desde finales de junio hasta medianos de julio.

Tratamientos estadísticos

Se han utilizado la prueba de Newman-Keuls para conocer si existían diferencias significativas entre estructuras del hábitat (rodales singulares, irregularizados y regulares) y distintos indicadores de diversidad indirecta (tamaño del arbolado, madera muerta, cavidades, coberturas vegetales) y directa (grupos taxonómicos y funcionales de organismos). Se han realizado modelos lineales generalizados mixtos con distintas

variables seleccionadas de los inventarios dasométricos en relación con las aves, tomadas como grupo bioindicador. En el modelo se ha incorporado la región biogeográfica y el rodal (de forma anidada) como términos aleatorios, con el fin de controlar el efecto local de los rodales y las diferencias entre las diferentes zonas y altitudes del Life+ PINASSA. De este modo, se facilita la identificación de los efectos puros de las variables estrictamente estructurales.

4. Resultados

Los resultados indicaron diferencias significativas entre los distintos escenarios y según el grupo bioindicador, siendo los rodales singulares los que obtenían mejores valores en aves, murciélagos y volumen de madera muerta de gran tamaño, pero no en flora vascular y cantidad de madera muerta de gran tamaño (a partir de 20 cm de diámetro).

Descriptivos dasométricos

Los rodales singulares de pino laricio de Cataluña se caracterizaron por la abundancia de árboles gruesos, con unos tamaños superiores a la media de los bosques de su entorno (tabla 1) y edades comprendidas entre los 100 y los 200 años. Los árboles senescentes eran escasos. Dominaba un solo estrato en el dosel arbóreo, a veces acompañado por un estrato subordinado de frondosas poca importancia o bien pies aislados de distintas generaciones. El sotobosque en todas las estructuras era muy variable según el rodal: pobre o diverso en arbustivas y lianas de distintas alturas (especialmente hiedra), en especial en los rodales umbríos.

*Tabla 1. Variables dasométricas en los rodales singulares, regulares con dificultades de regeneración e irregulares desestructurados inventarios por el Life+ PINASSA. D: densidad (pies/ha); V: volumen de madera con corteza (m^3/ha); C: cobertura del arbolado (%); Dg: diámetro medio cuadrático (cm); Do: diámetro medio de los cien árboles más grandes por hectárea (cm); Hm: altura media del arbolado (m); Ho: altura dominante de Assmann (m). Se marcan las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.*

Tipología forestal	D	V	C	Dg	Do	Hm	Ho
Singular	650	325	81	29	50,5	14	19
Regular	1060*	250	80	19,5***	35***	13,5	17,5*
Irregular	1990*	205*	83	17***	34,8***	11*	14,5***

*Tabla 2. Estratificación vertical en porcentajes de los rodales singulares, regulares con dificultades de regeneración e irregulares desestructurados inventarios por el Life+ PINASSA. Se marcan las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.*

Tipología forestal	Arbustos	Herbáceas	Musgos	Rocas
Singular	44	33	6,5	18,5
Regular	29,5	21	8,5	6
Irregular	32	20,5	5,1	4,9*

Madera muerta y cavidades

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la cantidad de madera muerta entre rodales singulares y rodales más jóvenes de estructura regular o irregular. Por el contrario, si se manifestaron diferencias significativas en el volumen, siendo superior en los rodales singulares (Tabla 3). El diámetro medio de la madera muerta era de 29,3 cm y su longitud media era de 5,6 m. La mayor parte de la madera muerta contenía elementos de biota. Un 31 % de la madera muerta tumbada y tocónes estaba colonizada por musgos, en distintos estadios de descomposición, si bien era significativamente más abundante en madera muy vieja y dura o muy descompuesta. Los hongos afiloforales estaban en un 5 % de la madera muerta (3,3 % en madera en avanzado estado de descomposición). Un 17,8 % de la madera contenía señales de invertebrados. El 16,2 % que no contenía biota se trataba o bien de madera muerta muy reciente, en su mayoría emplazada en solanas, con escasa acumulación de humedad ambiental en períodos secos.

La densidad de cavidades para la fauna vertebrada (aves y murciélagos) no era significativamente más alta en los rodales singulares, así como la media del diámetro de los árboles con cavidades (Tabla 3).

Tabla 3. Madera muerta y cavidades en los rodales singulares, regulares con dificultades de regeneración e irregulares desestructurados inventarios por el Life+ PINASSA. VP: volumen de madera muerta en pie (m^3/ha); VS: volumen en suelo (m^3/ha); DP: densidad de madera muerta en pie (m^3/ha); DS: densidad en suelo (m^3/ha); C: abundancia de cavidades (número/Km); Ø: diámetro del árbol con cavidad (cm), H: altura de la cavidad (m).

Se marcan las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares:

** $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.*

Tipología forestal	VP	VS	DP	DS	C	Ø	H
Singular	0,2	14,8	0,4	22,1	13,8	57,4	10,5
Regular	0,1	4**	0,3	17,7	3,1**	39,8*	8,2
Irregular	0,2	0,4***	0,6	4,4***	6,5*	33,8*	9,3

En el muestreo, cuatro años después de las actuaciones, de la madera muerta generada, entre los árboles anillados, el 23 % estaban decaídos y el 48 % muertos, de los cuales solo el 10% habían perdido totalmente sus ramas. La madera cortada y dejada in situ en su gran mayoría (94 %) tenía la madera dura (poco descompuesta) y había perdido sus ramas. Se observó una respuesta positiva de los organismos saproxílicos (afiloforales, coleópteros, alimentación de pícodos), los cuales habían colonizado en mayor o menor medida la madera muerta generada en los tratamientos. Así, el 36 % de los árboles anillados y el 70 % de los tumbados los habían ocupado coleópteros saproxílicos. En los anillados, las perforaciones de emergencia de coleópteros se incrementaban de forma muy significativa a partir que el árbol estaba muerto y había perdido la mayor parte de sus ramas. En cambio, era muy escasa (16 %) en árboles anillados aún vivos. En la madera tumbada la colonización se incrementaba con el grado de descomposición, siendo muy escasa (25 %) en la madera escasamente descompuesta (dura y con toda la corteza). Había perforaciones y galerías de escolítidos en un 45 % de los árboles anillados y en un 35 % de los tumbados.

No se encontró ninguna afectación de escolítidos en los pinos vivos vecinos alrededor de los pies anillados o tumbados en ningún rodal salvo en uno. La afectación era generalizada en todo el rodal (no concentrada alrededor de pies anillados o tumbados) y no se podía atribuir a la generación de madera muerta por el proyecto Life+ PINASSA. Con respecto a otros organismos, el 20% de los troncos anillados tenían trazas de alimentación de pícodos y los musgos habían colonizado un 2% de la madera tumbada. Los hongos saproxílicos aparecieron en un 13 % de la madera muerta. No se observó la formación de cavidades aptas para la fauna vertebrada, excepto la corteza levantada en los pies anillados y muertos en descomposición avanzada.

Flora vascular

El 43% de las plantas inventariadas con interés de conservación estaban asociadas a ambientes rupícolas. El 45% correspondían ambientes arbolados de baja densidad y el 12% son de zonas abiertas como prados y pastizales. La flora amenazada o de interés especial se repartía en otras tipologías silvícolas.

Aves

Se observaron diferencias muy significativas entre la abundancia de aves trepadoras en los rodales singulares y el resto de los rodales (Figura 3|Error! No se encuentra el origen de la referencia.). Las diferencias siguen siendo estadísticamente significativas si se tiene en cuenta el conjunto de las aves ocupantes de cavidades, caso de los páridos. En las aves de copas y de sotobosque las diferencias dejan de ser significativas, pero con una media de individuos por estación superior en los rodales singulares.

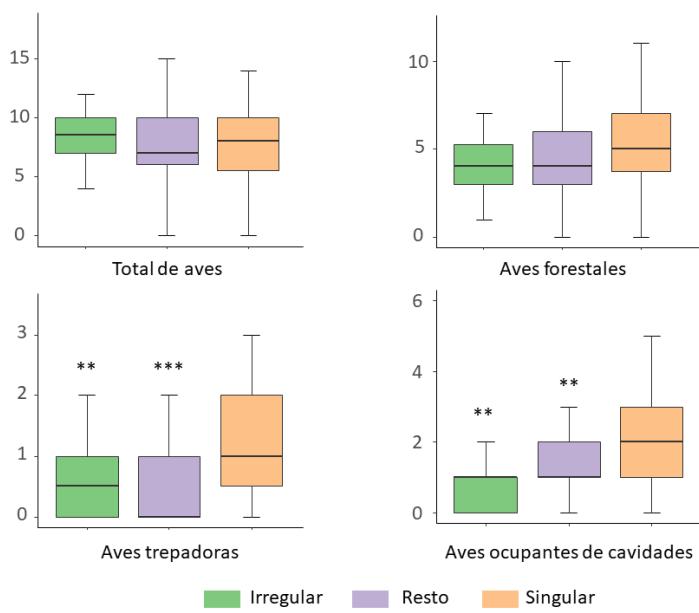


Figura 3. Abundancia de aves características de cada gremio seleccionado en tres tipologías de bosque con diferente estructura y madurez.

Mediante modelos lineales generalizados se comprobó que la abundancia de madera muerta ($Z=2,2$; $p<0,05$) y la altura dominante del arbolado ($Z=2,2$; $p<0,05$) están significativamente relacionadas con la abundancia de aves trepadoras. Los modelos relacionaron también la altura dominante ($Z=2,4$; $p<0,05$) y la densidad de arbolado ($Z=2,2$; $p<0,05$) con la abundancia del conjunto de la comunidad de aves. La Figura 4 muestra como un mayor volumen de madera muerta está relacionado con un menor número de aves generalistas, afecta poco (aunque de forma positiva) a la abundancia de aves especialistas forestales y, sin embargo, está asociada a una mayor abundancia de aves trepadoras.

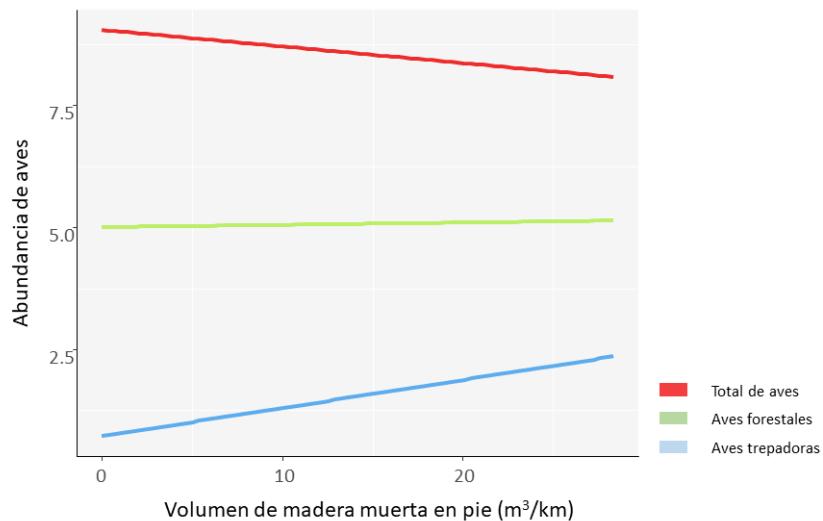


Figura 4. Relación entre el número de aves (total, especialistas forestales y trepadoras) con la abundancia de madera muera, obtenida a partir de los datos del Life+ PINASSA.

Murciélagos

Se observaron diferencias significativas en actividad de especialistas forestales entre los rodales singulares y la suma de rodales regulares e irregulares (Figura 5). La riqueza de especies y la actividad de vuelo (indicadora de caza y alimentación en el rodal) eran más elevadas en los rodales singulares, pero las diferencias no llegaban a ser estadísticamente significativas.

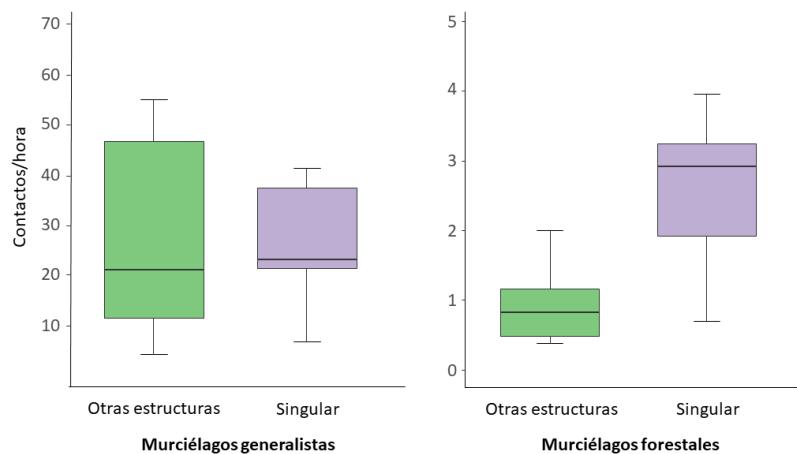


Figura 5. Actividad de vuelo de murciélagos entre de pino laricio: singulares por su madurez; otras estructuras: rodales desestructurados, con falta de árboles de grandes dimensiones y escasa madera muerta de gran tamaño en pie. Se presenta para quirópteros generalistas (uso alternativo de bosques, cuevas y ambientes humanizados) y para especialistas forestales (refugio en árboles).

5. Discusión

Los rodales singulares de pino laricio estudiados son fases algo avanzadas de la sucesión ecológica, con respecto a la media de rodales, a juzgar por el mayor tamaño del arbolado y volumen de madera muerta, cuya acumulación se acentúa con la edad del arbolado (HARMON et al., 1986; SIITONEN, 2001; BOBIEC et al., 2005). Sin embargo, la edad media y la escasez de árboles decaídos sitúa estos rodales lejos aún de fases de senescencia propios de los rodales maduros (GILG, 2005; EUROPARC-ESPAÑA, 2017a). En los rodales singulares estudiados la senescencia es muy escasa, por la edad aún temprana del arbolado. Tanto en estos rodales, como en los rodales en producción la madera muerta probablemente se produce por competencia y accidentes (viento, nieve y rayos), ocasionalmente incendios de baja intensidad. La gran diferencia está en que la madera muerta en rodales singulares es de mayor volumen, por la mayor dimensión media de los árboles. El decaimiento de árboles anillados y el grado de descomposición de la madera tumbada (producida por el proyecto Life+ PINASSA) es lento pasados 4 años después de las intervenciones. Sin embargo, ya en estas etapas tempranas hay una colonización importante de organismos, especialmente coleópteros saproxílicos. Es de esperar que la colonización por biota y el incremento neto de biodiversidad asociada a madurez (madera muerta) se incremente en los años venideros, con el progreso de la descomposición. El incremento de madera en estados de decaimiento y descomposición va a aumentar proporcionalmente la riqueza específica y abundancia de organismos asociados a la madurez. Este proceso será más acentuado en las umbrías y sotos donde se conserva mayor la humedad ambiental y edáfica. Por el contrario, en las solanas se observan troncos caídos años atrás, totalmente descortezados, secos y sin biota. En estas condiciones, y en un contexto de cambio climático, difícilmente van a ofrecer una contribución neta al incremento de biodiversidad propia de fases avanzadas de la sucesión, por lo menos por lo que respecta a hongos saproxílicos y briofitos. A pesar de que no se han analizado los taxones de coleópteros saproxílicos, las perforaciones de cerambícidos dan a entender una contribución neta de la madera muerta a la diversidad de este grupo. A destacar la falta de afectación por escolítidos en los árboles vivos circundantes al decaimiento inducido por la gestión.

En el Life+ PINASSA se observaron porcentajes de cobertura de madera muerta por hongos, musgos y líquenes muy superiores en los troncos viejos con respecto a los generados por el proyecto y muestreados 4 años después, los cuales apenas empezaban a ser colonizados. Así, se ha descrito como los bosques maduros a menudo albergan más de la mitad de los hongos saproxílicos que bosques gestionados para la obtención de madera

(SIPPOLA y RENVALL, 1999). Por ejemplo, los hongos llegan 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 2.000 para todo el bosque viejo de frondosas de Białowieża (FALINSKI, 1991). La madera muerta, en especial la de gran tamaño, influye también en la diversidad de líquenes y de briófitos (HOFMEISTER et al., 2015). La medara muerta húmeda por estar en contacto con el suelo y la atmósfera saturada de humedad 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) y estados avanzados de descomposición de la madera (CRITES & DALE, 1998). Su lento crecimiento y limitada capacidad de dispersión condicionan una lenta recuperación de las comunidades tras episodios de perturbación, lo cual enfatiza la importancia de una renovación progresiva de la cantidad y calidad de la madera muerta en un mismo rodal.

La génesis de cavidades aptas para vertebrados está correlacionada positivamente con la edad del arbolado y el decaimiento y descomposición de la madera (SANDSTRÖM, 1992; CAMPRODON, 2013). El incremento de la densidad de cavidades con el volumen de madera viva en pie es coherente con la preferencia de picos por árboles de mayor tamaño para construir sus nidos (CAMPRODON et al., 2007) y con la mayor probabilidad de formación de cavidades por podredumbres o accidentes a medida que el árbol es más grande y viejo.

La riqueza en especies y abundancias no es uniforme para todos los bioindicadores, sino que depende del grupo taxonómico, la localidad, la calidad de estación y la estructural del hábitat. La mayor densidad de árboles de gran tamaño y estados de decaimiento, así como el volumen de madera muerta de grandes dimensiones y estados de descomposición se perfilan como elementos estructurales que explican la tendencia a acumular una mayor diversidad de organismos especialistas forestales (aves y murciélagos). En general, estos organismos se correlacionan positivamente con las variables anteriores que, a su vez, se incrementan con el grado de madurez del bosque (CAMPRODON, 2013; GUIXÉ y CAMPRODON, 2018). Seguramente, la falta de correlación según tipología de masa en la riqueza y abundancia de flora vascular sea debida a las diferencias intrínsecas de cada rodal en cuanto a iluminación y humedad (dependientes de la densidad del arbolado) y de la presencia de claros. Estos favorecen a las especies florícolas y a sus consumidores y polinizadores (EUROPARC-ESPAÑA, 2020).

Los doseles cerrados y la continuidad en el tiempo del dosel facilitan la mayor diversidad ecológica de hongos, líquenes, briófitos y plantas vasculares esciófilas (como el tejo), de escasa capacidad de dispersión y/o colonización. Los cambios en las condiciones microclimáticas por apertura del dosel o efecto de borde pueden perjudicar a las especies más sensibles a la humedad ambiental (EUROPARC-ESPAÑA, 2020). En los rodales de pino laricio en estudio, la escasa variedad de especies arboliadas no facilita la colonización de la madera muerta por epífitos. Los pinos, debido a que su corteza se desprende en placas con facilidad, son menos estables para la colonización de líquenes y musgos. Las cortezas rugosas estables (robles y arces frente a haya y pinos) y los árboles grandes son factores seleccionados por epífitos (BELINCHON et al., 2011). En los bosques de pino laricio, hongos y briófitos suelen concentrarse en los tocones, donde se acumula mayor la humedad y la corteza es más estable (FRIEDEL et al., 2006; CAMPRODON et al., 2018). La mezcla de frondosas en bosques de pino laricio, aunque sea en forma de pies aislados de cierto tamaño, incrementa significativamente su diversidad en epífitos. La presencia de amplios mantos de briófitos y líquenes en troncos, de lento crecimiento y muy fotosensibles, puede interpretarse como indicadora de una continuidad de condiciones nemoriales de cierre de dosel prolongadas en el tiempo (EUROPARC-ESPAÑA, 2017a y 2020). Por el contrario, la apertura de copas y el efecto de borde pueden perjudicarlas al cambiar las condiciones microclimáticas.

La baja densidad de arbolado que suele darse en buena parte de los rodales singulares de pino laricio en estudio, junto con la presencia de claros y rocas, confiere estructuras de hábitat favorables para la distribución de poblaciones de flora amenazada y de interés especial. La flora vascular 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 los bosques maduros son pocas y difieren de una región a otra (PETERKEN, 1996; MCCOMB & 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 indicadoras de etapas avanzadas de la sucesión forestal. Por otra parte, la escasez de etapas de maduración y senescencia en los bosques europeos conduce a que muchas especies ligadas a estos bosques sean raras o estén amenazadas (WULF, 1997). Las claras altas y entresacas 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 (CAMPRODON et al., 2018).

En los rodales con características de madurez se establece, de forma general, una relación positiva y estadísticamente significativa entre la abundancia de aves y la abundancia de árboles de gran tamaño de fuste y copas (CAMPRODON, 2013). La relación afecta al conjunto de la comunidad de aves, pero en particular a los pájaros carpinteros (pícidos) y a los paseriformes ocupantes secundarios de cavidades en árbol (cavícolas). Los pícidos son especies clave que proporcionan sus nidos viejos a modo de refugios aptos para otras especies animales, entre las que destacan otras aves cavícolas y a los murciélagos. La ausencia o escasez de árboles de cierto tamaño (superiores a 35-40 cm de diámetro normal y menos de 10 pies/ha de media y 14 m de altura dominante) resulta crítica para el picamaderos negro (Camprodón et al., 2007). En este sentido, los rodales de pino laricio en estudio, la selección de la altura dominante y volumen de madera muerta de gran tamaño por las aves trepadoras nos sugiere la preferencia de este gremio hacia bosques con una estructura propia de bosques maduros. La mayor abundancia relativa de otros gremios ecológicos en los rodales singulares en estudio (aves de copa o de sotobosque) probablemente pueda explicarse por una mayor complejidad estructural asociada a estos rodales. En conjunto se trata de especies bastante comunes, en su inmensa mayoría protegidas, pero no amenazadas y de valor bioindicador.

La capacidad de acogida de un bosque para los murciélagos depende estrechamente de la estructura del arbolado como refugio (GUIXÉ y CAMPRODON, 2018). Las densidades muy elevadas (orientativamente, espaciamiento entre árboles inferior a los 4-6 m) 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. Como refugio en árbol no vale cualquier cavidad: cada especie de quiróptero tiene sus preferencias: nidos de picos para los nocturnos, pequeñas oquedades para los orejudos o grietas bajo corteza para el murciélagos de bosque. Su supervivencia depende, por lo tanto, de una gran densidad de árboles muertos en pie y árboles de gran diámetro con cavidades (GUIXÉ y CAMPRODON, 2018). Cuando la disponibilidad de buenas cavidades es limitada, la capacidad de acogida del bosque será menor y la probabilidad de depredación, mayor. Además, un solo individuo utiliza varias cavidades agrupadas a lo largo del año, con lo cual la abundancia de refugios ha de ser notoria. En consecuencia, una riqueza y/o abundancia elevada en murciélagos arborícolas puede utilizarse como indicativa de la diversificación y abundancia de cavidades en árbol del bosque y una buena estructura en densidad del arbolado. Por el contrario, la abundancia de especies generalistas de murciélagos (que además de los bosques ocupan otros hábitats) no está relacionada necesariamente con la madurez del rodal, ya que pueden caer y desplazarse por las masas arboladas y refugiarse en fisuras de roca, edificios y cuevas.

6. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este proyecto son un ejemplo demostrativo y transferible de cómo puede mejorarse la biodiversidad en la gestión forestal de montes mediterráneos. Las variables asociadas a la madurez (árboles decaídos y madera muerta en pie y en suelo de grandes dimensiones y distintos grados de senescencia y descomposición, respectivamente) son determinantes para incrementar la diversidad

biológica propia de estadios avanzados de la sucesión natural (organismos saproxílicos, aves trepadoras y murciélagos arborícolas). La apertura de claros y afloramientos rocosos favorece la diversidad d flora vascular y, en ella, la presencia de especies amenazadas asociadas a estos microhábitats. La mezcla de frondosas (robles y arces) además de diversificar el estrato arbóreo, incrementa la diversidad de briófitos y líquenes epífitos.

A continuación, se ofrecen algunas orientaciones básicas de medidas de mejora de la biodiversidad en los bosques de pino laricio. En primer lugar, se debería potenciar los estadios avanzados de madurez más allá del estado actual de los denominados rodales singulares. Es decir, rodales de cierta extensión (del orden de decenas de hectáreas) y elevado grado de naturalidad, donde puedan darse las distintas fases del ciclo silvogenético (EUROPARC-ESPAÑA, 2020). Establecerlos en forma de red representativa de los distintos espacios naturales, calidad de estación ecológica y regiones biogeográficas, de forma que constituyan un porcentaje no inferior al 10% de las distintas casuísticas.

Por otro lado, en los rodales con gestión multifuncional se recomienda integrar una serie de medidas básicas para potenciar la biodiversidad. Estas medidas consisten en potenciar elementos característicos de los bosques maduros: madera muerta en pie y en suelo y de las distintas fases de decaimiento y descomposición, así como árboles de grandes dimensiones (orientativamente más de 40 cm de diámetro normal) vitales y en proceso de senescencia. Por otra parte, potenciar la heterogeneidad vertical (estratos de vegetación leñosa) y horizontal (claros y conatos de regenerado y frondosas acompañantes a dejar que alcancen grandes dimensiones). Estas recomendaciones pueden detallarse y cuantificarse en base a los inventarios y rodales de referencia en distritos grados de desarrollo de la masa y en función de los objetivos de gestión multifuncional. Una aproximación puede consultarse en los manuales editados por el Life+ PINASSA y disponibles en su Web (pinassa.eu).

7. Agradecimientos

El proyecto Life+ PINASSA (Gestión sostenible para la conservación de los bosques de pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) fue cofinanciado por la Unión Europea y la Generalitat de Catalunya y desarrollado por el Centre de la Propietat Forestal (socio coordinador), el Centre de Ciència i Tecnología Forestal de Catalunya, el Departament d'Interior de la Generalitat de Catalunya y la Fundació Catalunya La Pedrera.

Un reconocimiento muy especial a los propietarios privados y ayuntamientos que se han comprometido en la conservación y gestión sostenible de los bosques de pino laricio y a las personas que, de un modo u otro, han participado el proyecto Life+ PINASSA: Parc Natural dels Ports, José Antonio Atauri, Claudi Baiges, Teresa Baiges, Montserrat Barniol, Carla Bellera, Antoni Boix, Josep Capó, Pere Casals, Teresa Cervera, Jaime Coello, Lluís Coll, Pierre Drapeau, Josep Maria Fabra, Joaquim Ferràs, Josep Maria Forcadell, Marc Gómez, Sandra Guy, Josep Jovani, Maria Àngels Llombart, Ismael Mayal, Marc Mensa, Joan Mestre, Ènaut Muerza, Àngela Muntada, Sonia Navarro, Celia Nicolàs, Noemí Palero, Joan Pellisa, Assu Planas, David Porras, Miquel Rafa, Jarkov Reverté, Elena Roca, Josep Sabaté, Miquel Sala, Nicholas Sande, Carlos Sanromán, Arnau Silva, Laura Torrent, Jordi Tristany, Enric Vadell, Judit Varela, Guillem Vilà, Pau Vericat, Josep Viladrich y Ramon Viladrich.

8. Bibliografía

ÁLVAREZ DE LA CAMPA, J. M. 2004. Vegetació del massís del Port. Lleida. Fundació Institut d'Estudis Ilerdencs, Diputació de Lleida. 458 pp.

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.

BELINCHÓN, R.; MARTÍNEZ, I.; ARAGÓN, G.; ESCUDERO, A. y DE LA CRUZ, M. 2011. Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. *Fungal Biology*, 115 (12): 1270-1278.

BELTRÁN, M.; PIQUÉ, M.; CERVERA, T.; PALERO, N. y CAMPRODON, J. 2018. Manual de buenas prácticas de gestión para la conservación de los bosques de pino laricio. Compatibilización de la producción forestal y la conservación del hábitat. Proyecto Life+ PINASSA. Centre de la Propietat Forestal, 68 p.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D. & HILL, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London. 140 p.

BOBIEC, A.; GUTOWSKI, J. M.; LAUDENSLAYER, W. F.; PAWLACZYK, P. & ZUB, K. 2005. *The afterlife of a tree*. WWF Poland, Warszawa-Hajnówka. 252 pp.

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.

CAMPRODON, J. 2013. *Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans*. CTFC and 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. y SENOSIAIN, A. 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. En: Camprodon, J. and Plana, E. (eds.): *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2nd edition. Edicions Universitat de Barcelona and Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona. Pp. 391-434.

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.

DOMÈNECH, R.; PIQUÉ, M.; LARRAÑAGA, A.; BELTRÁN, M. y CASTELLNOU, M. 2018. El papel del fuego en la conservación del hábitat de los bosques de pino laricio (*Pinus nigra* Arn.). Proyecto Life+ PINASSA. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC). 64 p.

EUROPARC-ESPAÑA. 2017a. *El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. 52 pp.

EUROPARC-ESPAÑA. 2017b. *Identificación de rodales maduros de referencia. Fase II: Caracterización mediante parcelas de campo*. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. 56 pp.

EUROPARC-ESPAÑA. 2020. Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas. Manual 14. Serie de manuales EUROPARC-

España. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales. 141 p.

FALINSKI, J. B. 1991. Le Parc National de Białowieża et le système intégral des espaces protégés en Pologne. *Rev. For. Fr.*, 43: 190-206.

FRIEDEL A.; OHEIMB G. V.; DENGLER J. & HÄRDTLE W. 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium* 117(1-2):172-185.

FLAQUER, C.; TORRE, I. y ARRIZABALAGA, A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2): 526-533.

GAMISANS, J. y GRUBER, M. 1988. Els boscos de pinassa (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) als Pirineus catalans i est-aragonesos: estudi fitosociològic. Monogr. Inst. Pir. Ecol. (Hom. a P. Montserrat), 4: 543-552.

GILG, O. 2005. *Old-Growth Forests: characteristics, conservation and monitoring*. L'Atelier technique des espaces naturels & Réserves Naturelles de France. 52 pp.

GRACIA, M.; COMAS, L.; VAYREDA, J.; IBAÑEZ, J. J.; BATLLES, C. y REGALADO, I. 2009. *Inventario de bosques singulares de Cataluña*. 5º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales and Junta de Castilla-León.

GUIXÉ, D. y CAMPRODON, J. (eds.) 2018. *Manual de conservación de los quirópteros amenazados y gestión forestal*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. En prensa.

HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P., GREGORY, S. W.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, J. W.; CROMAK, K. & CUMMINS, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302.

HERMY, 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. *Biol Conserv.*, 91 (1): 9-22.

HOFMEISTER, J.; HOSEK, J.; BRABEC, M.; DVORÁK, D.; BERAN, M.; DECKEROVÁ, H.; BUREL, J.; KOIŽ, M.; BOROVIOKA, J.; BOTÁK, J.; VAŠUTOVÁ, M.; MALÍOEK, J.; PALICE, Z.; SYROVÁTKOVÁ, L.; STEINOVÁ, J.; CERNAJOVÁ, I.; HOLÁ, E.; NOVOZÁMSKÁ, E.; CÍZEK, 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.

KRAUS, D.; BÜTLER, R.; KRUMM, F.; LACHAT, T.; LARRIEU, L.; MERGNER, U.; PAILLET, Y.; RYDKVIST, T.; SCHUCK, A. & WINTER, S., 2016. *Catalogue of tree microhabitats. Reference field list*. Report. 17 pp.

KRIEBITZSCH, W. U.; BÜLTMANN, H.; VON OHEIMB, G.; SCHMIDT, M.; THIEL, H. & EWALD, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. En: Kraus, D.; Krumm, F. (eds.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg. Pp. 158-169.

LANGLOIS, D. 2000. *Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial*. Cleron, Doubs Nature Environnement.

MCCOMB, W. & LINDENMAYER, D. 1999. Dying, dead, and down trees. En: Hunter Jr, M. L. (ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press. Pp. 335-372.

MICÓ, E.; MARCOS-GARCÍA, M. A. y 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. *EUR J. Forest Res.* 129: 981-992.

NORDEN, B.; GÖTMARK, F.; TÖNNBERG, M. & RYBERG, M. 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management*, 194: 235-248.

PAILLET, Y.; PERNOT, C.; BOULANGER, V.; DEBAIVE, N.; FUHR, M.; GILG, O. & GOSSELIN, F. 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*, 346: 51-64.

PETERKEN, G. F. 1996. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge, Cambridge University Press. 523 pp.

RUIZ DE LA TORRE, J. 2006. *Flora mayor*. ICONA (Organismo Autónomo de Parques Nacionales). 1.756 pp.

SAEZ, LL.; AYMERICH, P. y BLANCHE, C. 2010. *Llibre vermell de les plantes vasculars endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Arganía Editio. 811 pp.

SIITONEN, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49: 11-41.

SIPPOLA, A. L. & RENVALL, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.*, 115: 183-201.

STAL, G. & LÄMAS, T. 1998. Assessment of Coarse Woody Debris –a Comparison of Probability Sampling Methods. En: Bachmann, P.; Köhl, M.; Päivinen, R. (eds.). *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. European Forest Institute. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. Pp. 241-248.

WULF, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.*, 8: 635-642.