



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1418

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Variables estructurales del hábitat como indicadores de biodiversidad de los bosques mediterráneos

ROTA, M. (1), PIQUÉ, M. (1), SAZATORNIL V. (1), GUIXÉ D. (1), PALLARÉS M. (1), BELTRÁN M. (1), VAYREDA J. (2), COMAS L. (2), MARTÍNEZ DE ARAGÓN J. (1), JOVER M., BAIGES T. (3), CERVERA T. (3), MUNDET R. (4), y CAMPRODON J. (1,5)

(1) Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC)

(2) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)

(3) Centre de la Propietat Forestal (CPF)

(4) Consorci Forestal de Catalunya (CFC)

(5) Centre Tecnològic en Biodiversitat, Ecologia i Tecnologia Ambiental i

Alimentària (CT BETA). Universitat de Vic (UVic-UCC)

Resumen

La gestión forestal sostenible que integre la conservación de la biodiversidad y la producción forestal es un reto en el actual contexto de demanda de multifuncionalidad y provisión de servicios ecosistémicos de los bosques. Monitorear la biodiversidad es costoso y requiere de mucho tiempo. En cambio los indicadores estructurales son de más fácil medición y pueden resultar una herramienta de interés en la planificación de la gestión forestal. En este estudio, a través de una red de 85 parcelas distribuidas en bosques de pino carrasco, encina y roble pubescente de Cataluña, analizamos la relación entre las variables estructurales incluidas en el Índice de Biodiversidad Potencial (IBP), con indicadores directos de biodiversidad (aves, murciélagos, plantas vasculares, hongos saproxílicos, briófitos y coleópteros saproxílicos). Encontramos que todas las variables estructurales del IBP están asociadas con algún taxón. Además, encontramos que todos los grupos taxonómicos se asocian a una o varias variables estructurales, especialmente los subgrupos de especies forestales. Nuestros resultados destacan la importancia de tener en cuenta múltiples variables estructurales como la madera muerta o los dendromicrohábitats como indicadores indirectos de biodiversidad, y muestran qué factores son clave para integrar la conservación de la biodiversidad forestal en la gestión forestal.

Palabras clave

Gestión forestal sostenible, Índice de biodiversidad potencial, conservación de la biodiversidad, biodiversidad forestal

1. Introducción

La gestión forestal sostenible tiene como objetivo garantizar que la gestión de los bosques integre criterios de conservación de la biodiversidad, preservando su productividad, capacidad de regeneración, resiliencia y capacidad de cumplir funciones ecológicas, económicas y sociales (KRAUS & KRUMM, 2013). En Europa la mayoría de la superficie forestal que se gestiona tiene como objetivo la producción de madera, lo que resulta en escasez de elementos estructurales propios de etapas avanzadas de madurez de los bosques, como los árboles grandes y la madera muerta, elementos clave para la biodiversidad forestal (PAILLET et al., 2010).

Para integrar la conservación de la biodiversidad en los bosques gestionados es necesario su monitoreo, aunque hacer seguimientos directos es costoso y requiere de grandes esfuerzos de muestreo. Como alternativa, el uso de variables estructurales del hábitat (p.ej. cantidad de madera muerta o la presencia de dendromicrohábitats) como indicadores indirectos de biodiversidad es una herramienta muy válida para ello (ĆOSOVIĆ et al., 2020; LINDENMAYER et al.,



2000). En los últimos años, se han desarrollado índices compuestos que combinan algunas de estas variables estructurales y de composición del hábitat, cuyos datos pueden ser fácilmente recogidos durante los inventarios forestales y ser transferidos a la planificación forestal.

En este contexto, LARRIEU & GONIN (2008) desarrollaron el Índice de Biodiversidad Potencial (IBP), ideado para calcular la capacidad de acogida de biodiversidad del bosque a escala de rodal. En última instancia su finalidad es facilitar la integración de criterios de conservación en la gestión forestal, englobando las variables estructurales de rodal y los factores de contexto más relacionados con la biodiversidad en los ecosistemas forestales. El IBP fue inicialmente creado y calibrado en ambientes atlánticos, continentales y alpinos, en donde ya se ha evaluado las relaciones entre los factores que componen el IBP y la biodiversidad real (LARRIEU et al., 2019; ZELLER et al., 2022). Recientemente se ha creado la versión 3 del IBP para la zona mediterránea, con umbrales adaptados para cada factor (BAIGES et al., 2022), aunque todavía no se han evaluado las relaciones entre los factores del IBP y diferentes grupos taxonómicos como indicadores directos de biodiversidad en el contexto mediterráneo.

Este trabajo presenta los resultados de la evaluación del IBP como índice de biodiversidad indirecto (es decir, basado en la estructura del hábitat), analizando posibles asociaciones entre las variables estructurales del IBP y diferentes grupos y subgrupos taxonómicos en los bosques mediterráneos.

2. Objetivos

Los objetivos específicos de este estudio son:

- Evaluar si las variables estructurales del hábitat contenidas en el IBP se asocian a los indicadores directos de biodiversidad en bosques mediterráneos.
- Comparar la respuesta de los grupos taxonómicos completos y los subgrupos forestales hacia las variables estructurales del hábitat.

3. Metodología

Tipos de bosques estudiados

En el marco del proyecto LIFE Biorgest, se muestrearon bosques de carácter mediterráneo ubicados en el litoral y prelitoral catalán (Figura 1). Las tipologías forestales incluyeron 22 rodales (85 parcelas de estudio) dominados por pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*), encinares (*Quercus ilex*) y robledales de roble pubescente (*Quercus pubescens*) (Tabla 1). La precipitación media anual oscila entre los 650 mm en las zonas costeras y los 950 mm en las zonas centrales y prelitorales, con temperaturas que varían desde los 15°C a los 12°C respectivamente. Los bosques estudiados son gestionados bajo diferentes modelos de gestión: desde masas regulares puras a irregulares con cierto grado de mezcla.





datos adaptados del mapa de distribución del suelo 2018 del Instituto Cartográfico y Geográfico de Catalunya (ICGC, 2024). Las tipologías forestales estudiadas son a) encinares, b) robledales, c) pinares de pino carrasco.

Tabla 1: Valores medios y desviaciones estándar (entre paréntesis) de las características estructurales de las 3 tipologías de bosque estudiados. N = densidad de pies, AB = área basal, Dg = diámetro cuadrático, Hm = altura media, Ho = altura dominante, V = volumen de madera.



Tipología forestal	N	(pies/ha)	AB	(m2/ha)	Dg	(cm)	Hm	(m)	Ho	(m)	V	(m3/ha)
<i>Q. ilex</i>	1174	(421)	31,02 (5,89)	19,01 (3,29)	10,10 (1,41)	15,16 (2,88)			154,93	(40,14)		
<i>P. halepensis</i>	728	(406)	26,28 (10,72)	22,47 (4,41)	11,89 (1,90)	15,93 (2,58)			159,90	(71,91)		
<i>Q. pubescens</i>	969	(326)	32,47 (9,31)	21,02 (2,92)	11,07 (2,11)	17,79 (3,58)			192,12	(69,85)		

Variables estructurales del hábitat

Para testear la relación entre las variables estructurales del hábitat y los grupos taxonómicos, utilizamos el protocolo del IBP-Cat-Med (BAIGES et al., 2023). Este índice está compuesto por 10 factores, categorizados en factores de rodal (7) y factores relacionados con el contexto (3).

Se realizaron inventarios del IBP en parcelas de 0,33 ha y sin tope, es decir contando todos los elementos observados en la parcela para cada factor, sin utilizar los umbrales de puntuación del IBP. En este sentido, no se utilizó ni testeó el sistema de puntuación del IBP, sino que se utilizaron las variables estructurales del hábitat como variables continuas para relacionarlas con los grupos taxonómicos. Las variables estructurales utilizadas se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2: Valores medios, desviación estándar y rango de valores de las variables estructurales del hábitat contenidas en el IBP y la covariable tipología forestal. Dn = Diámetro normal, L = longitud, DE = desviación estándar.

Categorías	Variable	Definición	Media (DE)	Rango de valores	(min-max)
Factores de rodal	Número de especies arbóreas autóctonas	Número de géneros de especies arbóreas autóctonas (muertas o vivas) con al menos un pie con altura mínima de 0,5 m.	4,26 (1,11)		1-9
Estructura vertical de la vegetación	Número de estratos de la vegetación con cobertura > 20% (máximo 5; herbácea; <1,5 m; 1,5-5 m; 7-15 m; > 15 m)		3,81 (0,76)		2-5
Madera muerta en pie	Densidad (estacas/h) de trozas medianas (Dn = 17,5-27,5 cm) y grandes (Dn > 27,5 cm) (L > 1m)		4,28 (3,03)		0-12



	Densidad (troncos/ha) de troncos medianos (Dn = 17,5-27,5 cm) y grandes (Dn >27,5 cm) (L > 1m)	6,26 (3,90)		0-30
Árboles grandes vivos	Densidad (árboles/ha) de árboles vivos grandes (Dn = 37,5-57,5 cm) y muy grandes (Dn > 57,5 cm)	8,03 (6,40)		0-44
Dendromicrohábitats (DMHs)	Densidad (DMHs/ha) de microhábitats relacionados con los árboles vivos (DMHs) de los 15 grupos diferentes (véase LARRIEU et al.,2018)	48,29 (19,43)		3-123
	Número de grupos diferentes de microhábitats relacionados con los árboles vivos (máximo 15, véase, LARRIEU et al., 2018)	6,09 (2,25)		1-13
Espacios abiertos	Superficie (%) ocupada por zonas abiertas (por ejemplo, claros) con plantas con flores	2,42 (2,46)		0-30,3
Factores de contexto	Continuidad temporal del bosque	Continuidad del suelo forestal desde el pasado (ortofoto 1945).	dicotómica	-



		Número de tipos de medios acuáticos (por ejemplo, arroyos, balsas)	0,2 (0,37)			0-2		
		Número de tipos de medios rocosos (por ejemplo, acantilados, losas)	1,15 (1,38)			0-2		
Covariabl e	Tipología forestal	Tipo de bosque según la especie arbórea dominante:	<i>Quercus ilex</i>	(Q.ile),	<i>Quercus pubescens</i>	(Q.pub) o	<i>Pinus halepensis</i>	(P.hal)

Grupos taxonómicos

Nuestro estudio se centra en seis taxones ampliamente extendidos en los ecosistemas forestales y muy utilizados como indicadores directos de la biodiversidad (GAO et al., 2015). Dos de estos taxones, los hongos saproxílicos y los escarabajos saproxílicos, están intrínsecamente asociados a los bosques, árboles o sustratos leñosos (STOKLAND et al., 2012). Los cuatro grupos taxonómicos restantes (aves, murciélagos, plantas vasculares y briófitos) presentan una ecología más heterogénea. Los grupos taxonómicos completos de aves, murciélagos, plantas vasculares y briófitos se subdividieron en subgrupos de especialistas forestales para determinar si estas especies especialistas responden diferente a las variables estructurales del hábitat.

Para la recolección de datos, los puntos de muestreo de los grupos taxonómicos coincidieron con los centros de parcela de los inventarios del IBP. Se utilizaron métodos específicos para cada grupo taxonómico (Tabla 3), los muestreos de los cuales se llevaron a cabo entre 2019 y 2021 por especialistas entrenados. Cada grupo taxonómico fue monitoreado en un mismo año y por la misma persona para evitar sesgos temporales y de observación. Posteriormente, se trataron los datos de conteo a dos niveles: riqueza de especies de los seis grupos taxonómicos completos y los cuatro subgrupos forestales; y la abundancia, calculada como el número total de individuos incluidos en cada grupo taxonómico y subgrupo forestal.

Tabla 3: métodos de monitoreo empleados para muestrear cada grupo taxonómico.

Grupo taxonómico	Método de monitoreo
Aves	Estaciones de escucha de 20' entre las 6 y 11h AM.
Murciélagos	Estaciones automáticas con dispositivos de ultrasonidos Song Meters 3 y 4 (Wildlife AcousticsInc.).
Plantas vasculares	Transectos de 25 m de largo y 2 + 2 de ancho desde el centro de la parcela.
Hongos saxofíticos	Parcela de 10 x 10 m. Se contabilizan e identifican los hongos presentes en ramas, y troncos.
Briófitos	Parcela de 10 x 10 m. Se calcula el recubrimiento en el suelo, la madera muerta y en rocas.
Briófitos epífitos (subgrupo forestal de briófitos)	Parcela de 10 x 10 m. Cuento en submuestras de 10 x 20 cm en 5 árboles aleatorios.
Coleópteros saxofíticos	Trampa de vuelo con colector húmedo (etilenglicol)

Análisis estadístico

Para determinar las relaciones entre las variables estructurales del hábitat y los grupos taxonómicos, se realizaron Modelos Lineales Generalizados (GLM). Se hicieron un modelo para cada variable respuesta (riqueza y abundancia de cada grupo y subgrupo taxonómico) y con todos los factores del IBP y la tipología forestal como variables predictoras. Inicialmente se incluyó “rodal” como factor aleatorio, pero como los modelos no convergían, finalmente se optó por utilizar GLMs estándar sin el rodal como factor aleatorio. Para tener en cuenta la posible variabilidad de los taxones entre las tres tipologías forestales muestreadas, se incorporó “tipología forestal” como covariable, con las parcelas dominadas por pino carrasco en la intercepta.

Las variables predictoras que tenían colinealidad eran excluidas del modelo, hasta que todas las variables tenían un “Variance Inflation Factor” (VIF) menor que 3. Finalmente se hicieron los modelos con las variables predictoras que tenían un VIF adecuado y se comparó el modelo final con el modelo nulo que solo contenía la intercepta. Todos los análisis se realizaron mediante el programa R versión 4.3.1 (R CORE TEAM, 2023) y considerando relaciones significativas los p-valores < 0,05.

4. Resultados

En el conjunto de las parcelas, se identificaron 43 especies de aves, 12 especies de murciélagos (7 grupos fónicos), 84 especies de plantas vasculares, 54 especies de hongos saxofíticos, 288 especies de coleópteros saxofíticos y 67 especies de briófitos. Considerando los análisis de la riqueza y abundancia de especies conjuntamente, se encontró al menos una relación significativa para cada una de las variables estructurales del hábitat contenidas en el IBP, con alguno de los grupos y/o subgrupos taxonómicos estudiados. En los párrafos siguientes se detallan los resultados de los grupos taxonómicos estudiados.

Grupos taxonómicos completos

Los grupos taxonómicos completos se relacionaron significativamente con al menos una de las variables estructurales del hábitat, ya sea en cuanto a la riqueza de especies o la abundancia. Los pájaros y los hongos respondieron significativamente a la estructura vertical de la vegetación, que junto con los árboles grandes vivos fueron las variables estructurales con más relaciones con los grupos taxonómicos completos (n=2). En particular, se identificó una relación positiva entre los murciélagos y los coleópteros saxofíticos con los grandes árboles vivos. Los murciélagos, además, también presentaron una relación

negativa con la continuidad temporal del bosque y los medios rocosos, mientras que los coleópteros saproxílicos se relacionaron positivamente con la abundancia de DMHs. En cuanto a los briófitos, mostraron una relación negativa con la madera muerta en el suelo mientras que, para las plantas vasculares se encontró una relación positiva con las especies arbóreas autóctonas y una relación negativa con la abundancia de DMHs (Tabla 4).

Tabla 4: coeficientes del estimador, errores estándar (en paréntesis) e intervalos de confianza (95%) de los modelos lineales generalizados (GLMs) para las relaciones entre las variables del IBP y el tipo de bosque y la riqueza y abundancia de especies de los seis grupos taxonómicos completos. Solo se muestran las relaciones significativas (*) $p < 0,001$; **) $p < 0,01$; *) $p < 0,05$.**

Taxon	Variable respuesta	Variable del hábitat	Estimador (Error estándar)	Intervalo de confianza					
Aves	Riqueza	Estructura vertical de la vegetación	0,09 (0,03) *	0,02; 0,15					
Abundancia	-	-	-	-					
Murciélagos	Riqueza	-	-	-					
Abundancia	Árboles grandes vivos	Continuidad temporal	Ambientes rocosos	0,52 (0,12) ***	-0,38 (0,14) **	-0,39 (0,17) *	0,28; 0,77	-0,66; -0,10	-0,72; -0,06
Plantas vasculares	Riqueza	Número de especies arbóreas autóctonas	0,27 (0,10) **	0,08; 0,46					
Abundancia	-	-	-	-					
Hongos saproxílicos	Riqueza	Estructura vertical de la vegetación	0,23 (0,09) **	0,06; 0,40					
Abundancia	Estructura vertical de la vegetación	0,25 (0,09) **	-	0,09; 0,42					
Briófitos	Riqueza	-	-	-					
Abundancia	Madera muerta en el suelo	-0,28 (0,13) *	-	-0,53; -0,03					
Coleópteros saproxílicos	Riqueza	Densidad de DMHs	0,19 (0,05) ***	0,08; 0,28					
Abundancia	Árboles grandes vivos	0,37 (0,16) *	-	0,06; 0,68					

Subgrupos especialistas forestales

Los subgrupos taxonómicos de especialistas forestales mostraron más relaciones significativas que sus respectivos grupos taxonómicos completos. En cuanto a las aves, se observaron relaciones positivas con la madera muerta en el suelo, la abundancia de DMHs y los medios acuáticos (Tabla 5). Además, las aves forestales mostraron diferencias entre tipologías forestales, siendo relacionadas positivamente con los robledales y los encinares en comparación con los pinares de pino carrasco. Los murciélagos forestales se asociaron positivamente con la



madera muerta en pie. Al igual que el grupo taxonómico completo, los murciélagos también mostraron relaciones negativas con la continuidad temporal del bosque y los medios rocosos. En cuanto a las plantas vasculares forestales, se obtuvieron asociaciones negativas con los árboles grandes vivos, los espacios abiertos, el número de especies arbóreas autóctonas y los medios rocosos. Finalmente, los briófitos epífitos (subgrupo forestal de los briófitos), se relacionaron positivamente con la riqueza de DMHs y la continuidad temporal del bosque y negativamente con la madera muerta en el suelo.

Tabla 5: coeficientes del estimador, errores estándar (en paréntesis) e intervalos de confianza (95%) de los modelos lineales generalizados (GLMs) para las relaciones entre las variables del IBP y el tipo de bosque y la riqueza y abundancia de especies de los cuatro subgrupos taxonómicos especialistas forestales. Solo se muestran las relaciones significativas (p<0,001; *p<0,01; *p<0,05).**

Taxón forestal	Variable respuesta	Variable del hábitat	Estimador (Error estándar)	Intervalo de confianza												
Aves forestales	Riqueza	Madera muerta en el suelo	Densidad de DMHs	Ambientes acuáticos	Hábitat (Q.ile)				0,10 (0,04)*	0,11(0,04)*	0,05 (0,02)*	0,20 (0,09)*	0,01; 0,18	0,02; 0,19	0,01; 0,10	0,02; 0,39
Abundancia	Densidad de DMHs	Hábitat (Q.ile)			Hábitat (Q.pub)				0,11 (0,05)*	0,26 (0,10)**	0,27 (0,11)*	0,02; 0,20	0,06; 0,45		0,05; 0,50	
Murciélagos forestales	Riqueza	Madera muerta en pie	Ambientes rocosos	0,19 (0,09)*	-0,20 (0,09)*	0,00; 0,37									-0,39; -0,02	
Abundancia	Madera muerta en pie	Continuidad temporal	Ambientes rocosos	0,70 (0,30)*	-1,4 (0,31)***	-0,7 (0,27)**	0,12; 1,29	-2,02; -0,80							-1,24; -0,19	
Plantas vasculares forestales	Riqueza	Ambientes rocosos		-1,17 (0,48)*											-2,12; -0,22	
Abundancia	Especies autóctonas	Árboles grandes vivos	Espacios abiertos	Ambientes rocosos	-1,13 (0,49)*	-0,81 (0,36)*	-2,35 (0,81)**	-2,00 (0,47)***	-2,10; -0,18	-1,52; -0,11	-3,94; -0,75				-2,92; -1,08	
Briófitos epífitos	Riqueza	Madera muerta en el suelo	Riqueza de DMHs	-0,12 (0,05)*	0,11 (0,05)**	-0,22; -0,02									0,02; 0,21	
Abundancia	Riqueza de DMHs	Continuidad temporal		0,16 (0,08)*	0,21 (0,09)*	0,01; 0,31									0,02; 0,39	

5. Discusión

En este estudio se encontraron numerosas relaciones entre las variables estructurales del hábitat que componen el IBP con los diferentes grupos taxonómicos y subgrupos forestales. Algunas de estas relaciones eran esperadas



como ya han demostrado estudios previos en contextos no mediterráneos. Este es el caso, por ejemplo, de la relación entre la continuidad temporal del bosque con los briófitos epífitos (FRITZ et al., 2008), la abundancia de dendromicrohábitats con las aves forestales (PAILLET et al., 2018), o la densidad de árboles grandes con los murciélagos (LAW et al., 2016).

Sin embargo, también se encontraron algunas relaciones que pueden considerarse novedosas. Por ejemplo, se observó que tanto la riqueza como la abundancia de murciélagos forestales se relacionan positivamente con la densidad de madera muerta en pie. Los estudios de BOUVET et al. (2016) y TILLON et al. (2016) ya reportaron esta relación en ambientes atlánticos y continentales, aunque hay diferencias en la respuesta de las distintas especies. En cambio, en bosques mediterráneos, esta asociación aún no se había podido reportar (NOVELLA-FERNANDEZ et al., 2022), lo que da relevancia a nuestros resultados.

Cada una de las variables estuvo relacionada con al menos uno de los taxones estudiados, lo que confirma la importancia de todas las variables que conforman el IBP como indicadores indirectos de biodiversidad en los bosques mediterráneos. No obstante, ninguna de las variables estuvo relacionada con muchos grupos taxonómicos (máximo 3 por variable), con lo cual ninguna de las variables podría utilizarse como indicadora destacada del conjunto de la biodiversidad. Por el contrario, sería más adecuado utilizar todas las variables en conjunto como es el caso del IBP como índice compuesto (ZELLER et al., 2022).

Implicaciones para la gestión forestal

Los subgrupos taxonómicos especialistas forestales estuvieron más relacionados con las variables estructurales del hábitat en comparación con los grupos taxonómicos completos. Este resultado refuerza la aplicabilidad de estas variables estructurales específicas para ecosistemas forestales como indicadoras más efectivas de la biodiversidad forestal que de la biodiversidad en conjunto (LARRIEU & GONIN, 2008). Además, se destaca el potencial de las variables estructurales forestales para evaluar indirectamente la biodiversidad, subrayando la necesidad de mantener ciertos niveles de estos elementos estructurales claves para conservar la biodiversidad forestal. Nuestros resultados corroboran, por ejemplo, la importancia de conservar árboles de gran diámetro para los murciélagos (LAW et al., 2016) o de preservar los árboles portadores de dendromicrohábitats para los coleópteros saproxílicos y las aves forestales (BOUGET et al., 2014; REGNERY et al., 2013).

En este contexto, resulta fundamental incorporar el monitoreo de estas variables estructurales del hábitat en la planificación forestal, ya que pueden verse beneficiadas o afectadas directamente por los tratamientos silvícolas. Además, son de fácil y rápida medición, lo que facilita su integración en los inventarios forestales convencionales. Asimismo, la implementación de modelos de gestión forestal que incluyan medidas de conservación basadas en los valores de estas variables estructurales podría optimizar su manejo. Este es el caso de la silvicultura próxima a la naturaleza (LARSEN et al., 2022), también aplicable en el contexto de bosques mediterráneos (BAIGES et al., 2023). Sin embargo, aunque las variables estructurales proporcionan información relevante sobre la biodiversidad de manera indirecta, resulta igualmente crucial realizar un seguimiento periódico de la biodiversidad real de los bosques. Esto permite evaluar de manera directa la respuesta de los organismos a lo largo del tiempo, especialmente de aquellos grupos taxonómicos con valor indicador. Esta inclusión permitirá profundizar en



la comprensión de cómo responde la biodiversidad a los tratamientos silvícolas aplicados y a otros factores de cambio, como el cambio global, contribuyendo así a una gestión más sostenible y adaptada a las necesidades del ecosistema.

6. Conclusiones

A nivel general, encontramos varias asociaciones entre las variables estructurales del hábitat y los seis grupos taxonómicos y cuatro subgrupos especialistas forestales estudiados, contribuyendo a integrar la conservación de la biodiversidad en la gestión forestal en los bosques mediterráneos. Todos los grupos taxonómicos estuvieron relacionados con al menos una variable estructural, ratificando la importancia de estas variables como elementos clave para la biodiversidad forestal. No obstante, dado que cada variable estructural estuvo relacionada como máximo con tres de los taxones estudiados, no resulta apropiado utilizar una única o unas pocas variables como indicadoras generales de la biodiversidad. Por ello, se recomienda considerar el conjunto completo de variables, como se plantea en los inventarios del IBP, subrayando su importancia en la planificación y ejecución de una gestión forestal sostenible que integre la conservación de la biodiversidad.

7. Agradecimientos

Este estudio no habría sido posible sin la participación de todas las entidades colaboradoras del proyecto LIFE Biogrest (LIFE17 NAT/ES/000568), fue cofinanciado por la Unión Europea, la Generalitat de Catalunya y la Diputación de Girona, y desarrollado por el Consorci Forestal de Catalunya (socio coordinador), el Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, el Centre de la Propietat Forestal, El Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, el Centre Nacional de la Propriété Forestière i la Xarxa per a la Conservació de la Natura. Agradecemos a los propietarios privados que se han comprometido en la gestión sostenible y conservación de sus bosques mediterráneos y a todas las personas que han colaborado en el proyecto. Este trabajo está cofinanciado por la Comisión Europea a través de una ayuda predoctoral “Joan Oró” del Departament de Recerca i Universitats de la Generalitat de Catalunya (2023 FI-1 00979)

8. Bibliografía

- BAIGES, T., BELTRÁN, M., CAMPRODON, J., CERVERA, T., COMAS, L., MUNDET, R., PALLARÉS, M., PIQUÉ, M., ROVIRA, J., TUSELL, J.M., VAYREDA, J. (2023). Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos. Integración en la planificación y la gestión forestal. Life BIORGEST. 88 p.
- 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. 8º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. ISBN 978-84-941695-6-4. 8CFE-646.
- BAIGES T., PALERO N., CERVERA T. GONIN P. LARRIEU L. (2023). Protocol d'aplicació de l'Índex de biodiversitat potencial (IBP). Centre de la Propietat Forestal. 30 p.
- BOUGET, C., LARRIEU, L., & BRIN, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity 700 derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.031>
- BOUVET, A., PAILLET, Y., ARCHAU, F., TILLON, L., DENIS, P., GILG, O., & GOSSELIN, F. (2016). Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental conservation*, 43(2), 148-160. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000363>



- ĆOSOVIĆ, M., BUGALHO, M. N., THOM, D., & BORGES, J. G. (2020). Stand structural characteristics are the most practical biodiversity indicators for forest management planning in Europe. *Forests*, 11(3), 343. <https://doi.org/10.3390/f11030343>
- FRITZ, Ö., GUSTAFSSON, L., & LARSSON, K. (2008). Does forest continuity matter in conservation? –A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biological conservation*, 141(3), 655-668. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.006>
- GAO, T., NIELSEN, A. B., & HEDBLUM, M. (2015). Reviewing 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>
- KRAUS, D., & KRUMM F. (2013). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg.
- LARRIEU, L., & GONIN, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. 60(6), 727–748. <https://doi.org/10.4267/2042/28373i>
- LARRIEU, L., PAILLET, Y., WINTER, S., BÜTLER, R., KRAUS, D., KRUMM, F., LACHAT, T., MICHEL, A. K., REGNERY, B., & VANDEKERKHOVE, 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>
- LAW, B., PARK, K. J., & LACKI, M. J. (2016). Insectivorous bats and silviculture: balancing timber production and bat conservation, in Voigt, C. C. & Kingston, T. (eds). *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*. Springer, 105-150.
- LARSEN, J.B., ANGELSTAM, P., BAUHUS, J., CARVALHO, J.F., DIACI, J., DOBROWOLSKA, D., GAZDA, A., GUSTAFSSON, L., KRUMM, F., KNOKE, T., KONCZAL, A., KUULUVAINEN, T., MASON, B., MOTTA, R., PÖTZELSBERGER, E., RIGLING, A., SCHUCK, A., (2022). Closer-to Nature Forest Management. From Science to Policy 12. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs12>
- LINDENMAYER, D. B., MARGULES, C. R., & BOTKIN, D. B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology*, 14(4), 941-950. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- NOVELLA-FERNANDEZ, R., JUSTE, J., IBAÑEZ, C., NOGUERAS, J., OSBORNE, P. E., & RAZGOUR, O. (2022). The role of forest structure and composition in driving the distribution of bats in Mediterranean regions. *Scientific Reports*, 12(1), 3224. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07229-w>
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMERMANN M., BIJLSMA, R-J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉZÁROS, I., SEBASTIA, M-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRESZ, B., UOTILA, A., VALLDARES, F., VELLAK, K., & VIRTANEN, R. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation biology*, 24(1), 101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- PAILLET, Y., ARCHAUX, F., DU PUY, S., BOUGET, C., BOULANGER, V., DEBAIVE, N., GILG, O., GOSSELIN, F., & GUILBERT, E. (2018). The indicator side of tree



microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2147-2159. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>

REGNERY, B., COUVET, D., KUBAREK, L., JULIEN, J. F., & KERBIRIOU, C. (2013). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34, 221-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.003>

R CORE TEAM (2023). Version 4.3.1. R: A language and environment for statistical computing. In: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

STOKLAND, J. N., SIITONEN, J., & JONSSON, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge university press, Cambridge, United Kingdom.

TILLON, L., BOUGET, C., PAILLET, Y., & AULAGNIER, S. (2016). How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research*, 135(3), 433-449. DOI 10.1007/s10342-016-0944-0

ZELLER, L., BAUMANN, C., GONIN, P., HEIDRICH, L., KEYE, C., KONRAD, F., LARRIEU, L., MEYER, P., SENHENN-REULEN, H., MÜLLER, J., SCHALL, P., & AMMER, C. (2022). Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators*, 136, 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>