

Informe final 'Efectos sobre los indicadores de biodiversidad según el hábitat y el modelo de gestión' (D3)



Septiembre de 2023

Socios:

Informe final 'Efectos sobre los indicadores de biodiversidad según el hábitat y el modelo de gestión' (D3)

Publicación: septiembre de 2023

Coordinación: Jordi Vayreda, Lluís Comas (CREAF), Jordi Camprodon (CTFC).

Cita recomendada: Vayreda, J., Comas, L., J. Camprodon (2023). Informe final 'Efectos sobre los indicadores de biodiversidad según el hábitat y el modelo de gestión' (D3). Life Biorgest. 119 pp.

LIFE BIORGEST: Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean Forests. Incentives & Management Tools.

El proyecto LIFE BIORGEST (LIFE17 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/EASME no es responsable del uso que pueda hacerse de la información que contiene.

Cofinanciadores:



Socios:



Informe final 'Efectos sobre los indicadores de biodiversidad según el hábitat y el modelo de gestión' (D3)

Resumen ejecutivo

En este informe se resumen los resultados de los efectos de las actuaciones silvícolas, de las acciones de seguimiento de la acción D3 sobre la biodiversidad de forma indirecta y directa, con el muestreo de varios grupos de fauna y flora, en función del tipo de hábitat (encinares, pinares de pino carrasco o robledales mediterráneos) puros o mixtos y del tipo de manejo (modelos de gestión de referencia, silvicultura naturalística o de preparación a dinámica natural). Este seguimiento se ha realizado en los 18 rodales que corresponden a las acciones C1, C2, C3 y C4.

Los cambios en la biodiversidad de forma indirecta que se analizan, y que se presentan en este informe, están relacionados con la madurez forestal. Para ello se utilizó el índice de madurez Redbosques que se basa en los siguientes indicadores especies arbóreas, la complejidad estructural vertical y horizontal, en los árboles excepcionales, la madera muerta, los microhábitats y las fases del ciclo silvogenético. En cuanto al análisis de los cambios con grupos de organismos se han muestreado las comunidades de briófitos, plantas vasculares, hongos y coleópteros saproxílicos, aves y quirópteros.

Executive summary

This report summarizes the results of the effects of silvicultural actions, of the monitoring actions of action D3 on biodiversity indirectly and directly, with the sampling of various groups of fauna and flora, depending on the type of habitat (holm oak forests, Aleppo pine forests or Mediterranean oak forests) pure or mixed and the type of management (reference management models, naturalistic forestry or preparation for natural dynamics). This monitoring has been carried out in the 18 stands that correspond to actions C1, C2, C3 and C4.

The changes in biodiversity indirectly analysed, and presented in this report, are related to forest maturity. For this, the Redbosques maturity index was used, which is based on the following indicators: tree species, vertical and horizontal structural complexity, exceptional trees, dead wood, microhabitats, and the phases of the silvogenetic cycle. Regarding the analysis of changes with groups of organisms, the communities of bryophytes, vascular plants, fungi and saproxylic beetles, birds and bats have been sampled.

*The report includes the English translation of the *Conclusions* section (see page 115).

Socios:



Contenido

1. Introducción y objetivos	5
2. Cambios en las variables indirectas de madurez y de biodiversidad.....	8
2.1. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por <i>Quercus ilex</i> (Acción C1)	8
2.2. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por <i>Pinus halepensis</i> (Acción C2)	13
2.3. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por robles mediterráneos (Acción C3).	19
2.4. Implementación de los modelos de gestión para la preparación a dinámica natural (Acción C4)	25
3. Evaluación del impacto de los tratamientos sobre los indicadores de madurez.....	32
3.1. Encinares (<i>Quercus ilex</i>). Acción C1.....	32
3.2. Pinares de pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i>). Acción C2.....	33
3.3. Robledales mediterráneos (<i>Quercus pubescens</i>). Acción C3.....	34
3.4. Rodales de preparación a dinámica natural. Acción C4.....	35
3.5. Rodales de referencia a evolución libre	37
4. Evaluación de los árboles anillados. Acción C4	39
5. Evaluación del impacto de los tratamientos sobre los grupos taxonómicos	44
5.1 Impacto sobre las comunidades de los grupos taxonómicos	45
Briófitos	46
Flora vascular	47
Hongos saproxílicos.....	50
Coleópteros saproxílicos	52
Aves.....	55
Quirópteros	57
5.2. Diferencias de grupos taxonómicos por tipología de hábitats	59
Briófitos	59
Flora vascular	64
Hongos saproxílicos.....	68
Coleópteros saproxílicos	75

Aves.....	78
Murciélagos.....	82
5.3. Relación de las variables estructurales con los grupos taxonómicos.....	90
Fracción de cabida cubierta.....	93
Cobertura del estrato arbustivo.....	96
Área basimétrica.....	98
Madera muerta.....	106
5.4. Modelos de selección del hábitat.....	10909
6. Conclusiones / Conclusions.....	¡Error! Marcador no definido.1
Anexos.....	118
Ficha de campo de seguimiento de los pies anillados.....	118

1. Introducción y objetivos

El objetivo de este informe es cuantificar y evaluar el efecto de la aplicación de modelos de gestión forestal en los indicadores directos e indirectos de biodiversidad relativos al grado de madurez y naturalidad y organismos bioindicadores, que fueron definidos en la acción A2, para las tres tipologías de rodales puros y mixtos de bosque mediterráneo del proyecto: pinares mediterráneos, encinares y robledales.

La evaluación de estos indicadores directos e indirectos de la biodiversidad de las actuaciones de las acciones C1-C2-C3 y C4, tiene dos objetivos principales:

- Cuantificar mediante indicadores indirectos el estado de conservación de la biodiversidad y de la madurez (mediante variables estructurales y de composición) de cada rodal antes y después de las intervenciones, de manera objetiva y transferible.
- Caracterizar mediante seguimiento de determinados grupos taxonómicos (indicadores directos o bioindicadores) el estado de conservación de la biodiversidad de cada rodal antes y después de las intervenciones, de manera objetiva y transferible.

Los tratamientos selvícolas se realizaron durante la parada vegetativa del 2020-2021. Se llevaron a cabo tres inventarios dasométricos a lo largo del proyecto: (a) pre-intervención, (b) post intervención (sin transcurrir ningún período vegetativo desde la intervención) y, (c) final. El inventario final se realizó al cabo de dos o tres períodos vegetativos posteriores a la actuación.

Tabla 1. Cronograma de las intervenciones selvícolas e inventarios dasométricos para la caracterización de los indicadores indirectos.

Campaña	2019		2020				2021				2022				2023
	3T	4T	1T	2T	3T	4T	1T	2T	3T	4T	1T	2T	3T	4T	1T
	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.	Parada	Veg.
1	A														
2			X			X	B								
3															C

Nota: La posición de la intervención o del inventario dentro del cronograma depende del mes en el que se realizó. 'T' es el trimestre del año, 'Veg.' Es el periodo vegetativo (entre abril y setiembre), 'Parada' es la parada vegetativa (entre octubre y marzo), 'X' indica el momento de la intervención que en algunos rodales se realizó a principios de 2020 y en otros a finales, 'A' es el inventario antes de la intervención, 'B' es el inventario después de la intervención, y 'C' es el último inventario realizado (dos o tres años después de la intervención).

Para la cuantificación de los indicadores indirectos se realizaron tres inventarios forestales (indicados con las letras A, B y C de la tabla 1) donde se tomó información en parcelas circulares de muestreo (entre 3 y 5 parcelas por rodal según los casos) de: (i) el arbolado vivo, (ii) la madera muerta en pie y en el suelo, (iii) la estructura horizontal y vertical de la vegetación arbolada, etc. Se explica con detalle las distintas escalas de datos de inventario (árbol, parcela, rodal) y las variables en el Protocolo común de muestreo de evaluación de las actuaciones silvícolas, de indicadores de biodiversidad y funciones ecosistémicas (Acciones D2, D3 y D4).

Para la caracterización de la biodiversidad mediante indicadores directos, en general, se hicieron dos censos, uno antes de las actuaciones y otro a final de proyecto: (i) flora vascular: mayo de 2019 y mayo-junio de 2022; (ii) briófitos: otoño de 2019 y noviembre-diciembre de 2022; (iii) hongos: noviembre-febrero de 2019-2020 y mayo de 2023; (iv) aves: mayo de 2019 y mayo-junio de 2022; quirópteros: junio de 2019 y julio de 2022. Los muestreos post tratamiento de aves y quirópteros se realizaron solo en los rodales con mayor reducción del área basal, donde se esperaba un probable cambio en la composición de estos bioindicadores faunísticos.

Un caso aparte es el seguimiento de los coleópteros saproxílicos de los que se hizo un único seguimiento en todos los rodales de las acciones C1-C4 instalando trampas pasivas de intercepción en las parcelas dasométricas durante los meses de mayo a julio (3 meses) en 2021, recogiendo las muestras cada 15 días.

En este informe se resumen los resultados obtenidos de las acciones de seguimiento de la acción D3 con relación a las actuaciones silvícolas de las acciones de C1 a C4 y de los rodales a evolución natural. Son 18 rodales en los que se han realizado actuaciones que sumados a los 6 de evolución natural suman un total de 24 rodales y 201,54 ha. En la tabla 2 se resumen los datos generales de los rodales, la superficie de actuación y la acción a la que corresponden. Todos estos rodales han sido cartografiados e inventariados mediante parcelas permanentes. En las acciones C1 a C3 hay 3 parcelas en cada rodal y en la acción C4 hay 5 parcelas por rodal, que hacen un total de 66 parcelas permanentes.

Tabla 2. Resumen de las características de los rodales evaluados y la acción a la cual pertenecen.

Código	Nombre Finca	Acción	Sup. (ha)	Modelo gestión	Especie principal	Tipo de bosque
GOQip	El Bruix	C1	8,01	De referencia	<i>Quercus ilex</i>	Puro
GpNQip	El Bruix	C1	7,94	Naturalístico	<i>Quercus ilex</i>	Puro
GOQim	Mas Quintana	C1	7,11	De referencia	<i>Quercus ilex</i>	Mixto
GpNQim	La Torroella	C1	7,85	Naturalístico	<i>Quercus ilex</i>	Mixto
GOPhp	Muntanya Gran	C2	7,62	De referencia	<i>Pinus halepensis</i>	Puro
GpNPhp	Muntanya Gran	C2	7,66	Naturalístico	<i>Pinus halepensis</i>	Puro
GoPhm	Can Planes	C2	7,40	De referencia	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto

GpNPhm	Can Planes	C2	7,41	Naturalístico	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto
GOQhp	Can Cases	C3	8,29	De referencia	<i>Quercus pubescens</i>	Puro
GpNQhp	Can Buscastell	C3	8,05	Naturalístico	<i>Quercus pubescens</i>	Puro
GOQhm	Can Bernench	C3	8,52	De referencia	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto
GpNQhm	Casanova de Maspons	C3	7,92	Naturalístico	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto
GNQip	Can Bosc	C4	8,35	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Quercus ilex</i>	Puro
GNQim	Can Calopa	C4	8,06	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Quercus ilex</i>	Mixto
GNPhp	Muntanya Gran	C4	8,88	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Pinus halepensis</i>	Puro
GNPhm	Can Calopa	C4	8,12	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto
GNQhp	Font Grogà	C4	8,16	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Quercus pubescens</i>	Puro
GNQhm	Carena del Pagès	C4	8,40	Prep. Dinámica. Nat.	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto
ENQip	Fuirosos	-	9,73	Evolución Natural	<i>Quercus ilex</i>	Puro
ENQim	L'Alzina cremada	-	9,68	Evolución Natural	<i>Quercus ilex</i>	Mixto
ENPhp	Muntanya Gran	-	9,50	Evolución Natural	<i>Pinus halepensis</i>	Puro
ENPhm	Can Calopa	-	9,54	Evolución Natural	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto
ENQhp	Montesquiu	-	9,74	Evolución Natural	<i>Quercus pubescens</i>	Puro
ENQhm	Carena del Pagès	-	9,58	Evolución Natural	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto

El inventario de indicadores indirectos de biodiversidad y madurez se basa en información dasométrica y de composición siguientes: especies arbóreas, área basal (de los pies de $DN \geq 17,5$ cm), estratos verticales, clases diamétricas (a partir de la CD20), árboles excepcionales ($DN \geq 3.Ho$), volumen de madera muerta en pie y en el suelo ($\emptyset \geq 17,5$ cm), proporción de madera muerta, dendromicrohábitats (DMH) y fases silvogenéticas presentes.

2. Cambios en las variables indirectas de madurez y de biodiversidad

A continuación, se muestran los resultados para cada acción y los cambios antes y después de los tratamientos para cada una de las variables indirectas. Estos resultados se han basado en la comparación de los inventarios pre-intervención (2019) y los realizados al final del proyecto (2022).

2.1. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por *Quercus ilex* (Acción C1)

Los objetivos generales de los tratamientos con finalidad productiva de estos rodales (De referencia o Naturalística) era generar y mantener, a medio plazo, estructuras irregulares multiestratificadas dominadas por encina, con tendencia a la capitalización, conservando y mejorando las condiciones para el desarrollo de distintos elementos clave. Para ello se llevaron a cabo varios tratamientos que incluían la retención de especies acompañantes, la retención de elementos clave (árboles con microhábitat, madera muerta de gran tamaño...) y, en algunos casos, generación de madera muerta de tamaño medio o grande, cortando árboles o anillándolos.

La Tabla 3 resume las variables de los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez para los rodales de encinar por tipos de gestión y tipo de bosque (puro o mixto).

Tabla 3. Valores promedio y error estándar de las variables para los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez antes de las actuaciones (2019) y al final del proyecto (2022) de la acción C1: gestión de referencia y naturalística en rodales de encinar puro o mixto.

		Puro				Mixto			
		De referencia		Naturalística		De referencia		Naturalística	
		GOQip		GpNQip		GOQim		GpNQim	
		Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Nº especies	Media	2,00	1,33	2,33	1,67	2,67	2,67	3,67	2,67
	Error std.	0,58	0,33	0,88	0,33	0,67	0,67	0,67	0,67
Área basal (m ² /ha)	Media	23,97	17,77	24,77	22,13	18,23	15,63	16,87	16,07
	Error std.	3,59	1,30	1,51	0,82	3,32	3,58	1,93	1,10
Nº estratos	Media	3,00	2,33	3,33	2,33	2,33	3,67	4,00	3,67
	Error std.	0,58	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,00	0,33
Nº CD	Media	3,67	3,33	4,00	3,67	4,00	4,00	3,00	2,33
	Error std.	0,33	0,33	0,00	0,33	0,00	0,00	0,58	0,33
Nº pies excep. (pies/ha)	Media	0,00	0,00	0,00	0,00	10,60	21,20	17,97	25,33
	Error std.	0,00	0,00	0,00	0,00	10,60	10,60	9,41	13,16
Volumen madera muerta (m ³ /ha)	Media	2,93	2,90	1,00	0,43	2,30	2,57	0,00	0,00
	Error std.	2,93	2,28	1,00	0,22	1,18	1,48	0,00	0,00
Proporción madera muerta (%)	Media	2,03	3,03	0,87	0,37	2,67	3,57	0,00	0,00
	Error std.	2,03	2,46	0,87	0,19	1,66	2,60	0,00	0,00
Nº de parcelas		3	3	3	3	3	3	3	3

En general, en los encinares, las diferencias entre el antes y el final no son significativas. Donde la reducción es más clara es en el área basal (figura 2) y en el número de estratos (figura 4), en los encinares puros tanto en ambos tipos gestión. La reducción en número de clases diamétricas es imperceptible (figura 3). Respecto al volumen y la proporción de madera muerta (figuras 5 y 6), destaca por la elevada variabilidad entre parcelas en cada rodal.

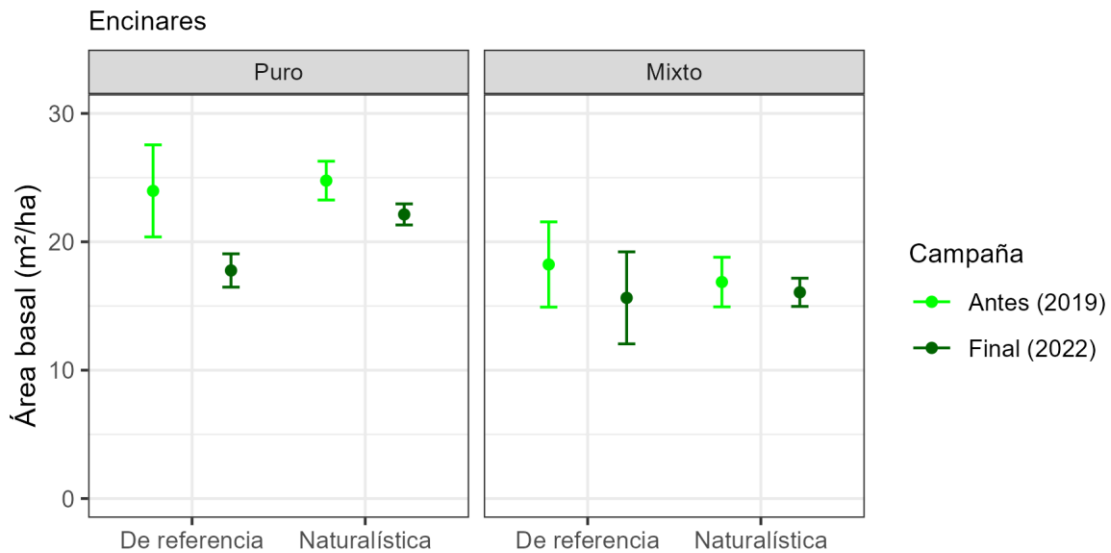


Figura 2. Diferencias en el área basal (m²/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para encinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

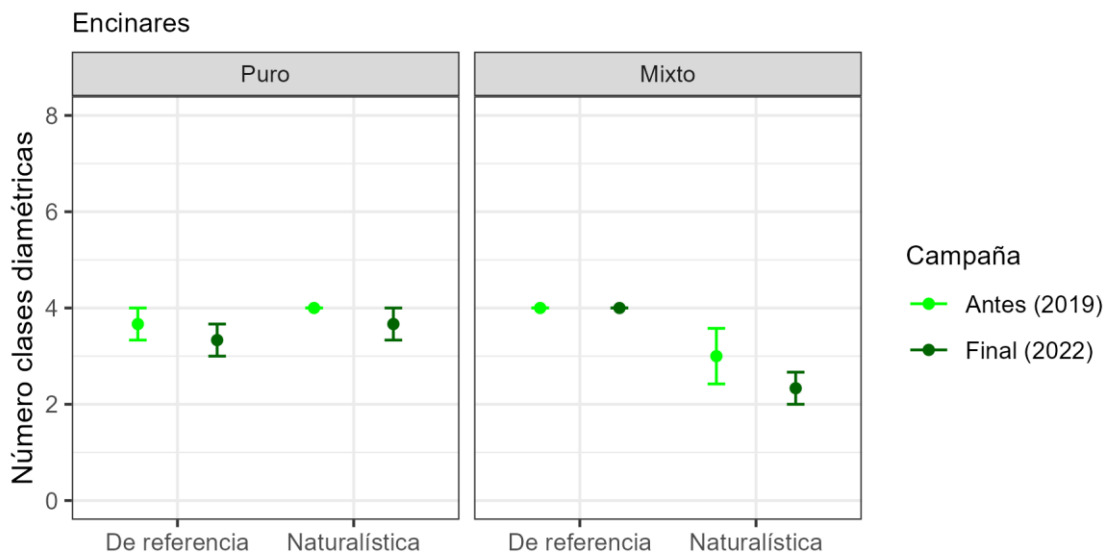


Figura 3. Diferencias en el número de clases diamétricas: media y error estándar, entre el antes y el final para encinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

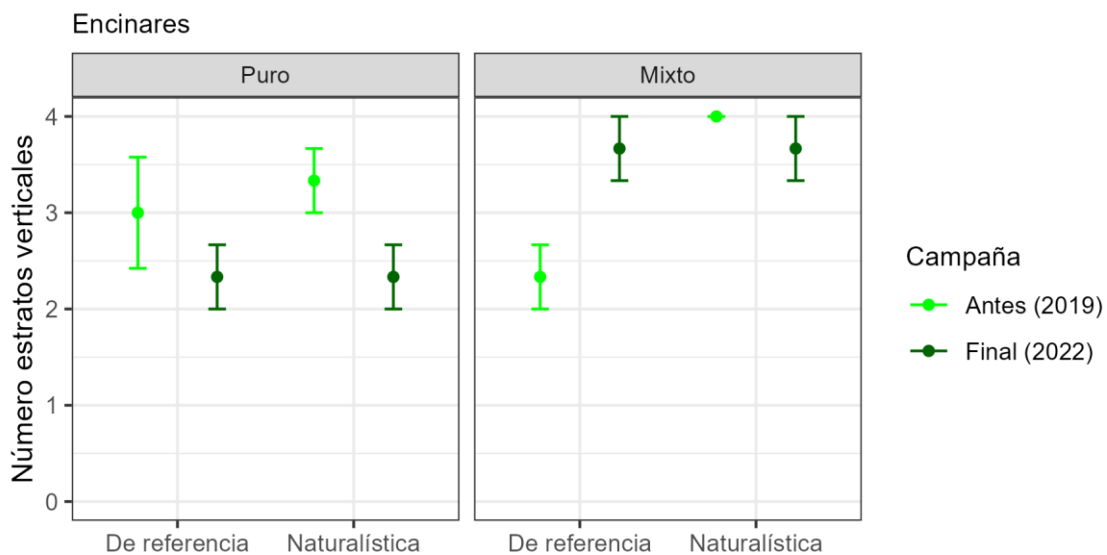


Figura 4. Diferencias en el número de estratos verticales: media y error estándar, entre el antes y el final para encinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

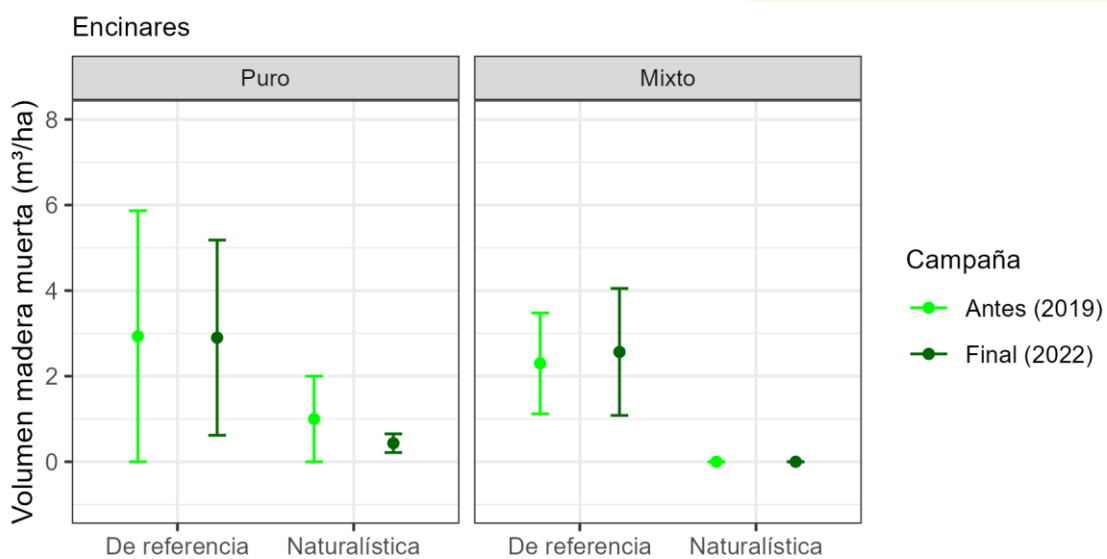


Figura 5. Diferencias en el volumen de madera muerta (m^3/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para encinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

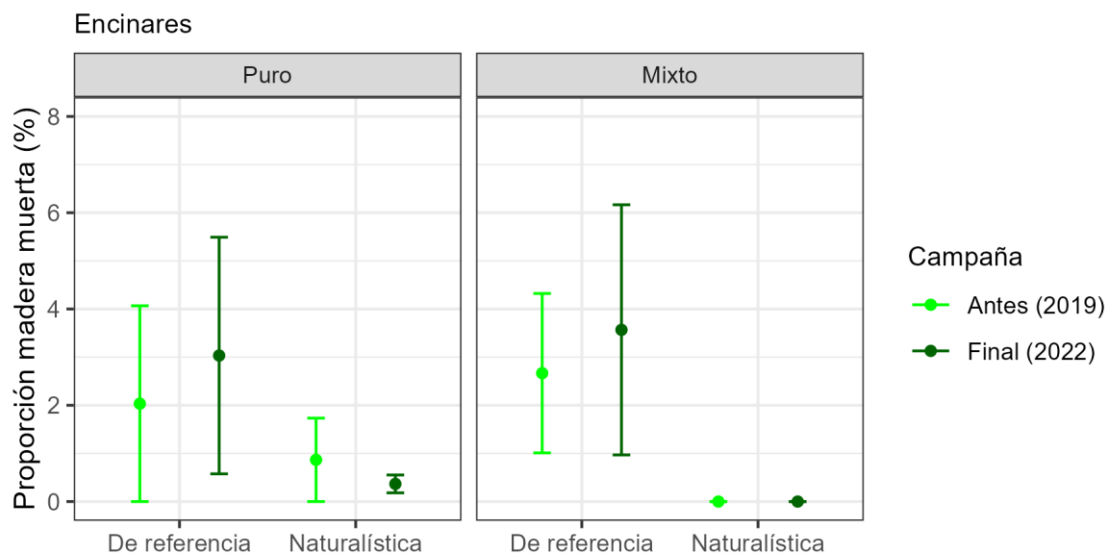


Figura 6. Diferencias en la proporción de madera muerta (%): media y error estándar, entre el antes y el final para encinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.



Figura 7. Masa de encinares puros y mixtos antes y después de la intervención, basada en los modelos de gestión a escala de rodal.

A – Parcela GpNQip antes del tratamiento.



B – Parcela GpNQip después del tratamiento.



C – Parcela GpNQim antes tratamiento.



D – Parcela GpNQim después del tratamiento.



Figura 8. Masas de encinares puros y mixtos, antes y después de la intervención, gestionados en base a la silvicultura naturalística.

2.2. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por *Pinus halepensis* (Acción C2)

Los objetivos dependen de la composición específica de la masa y el tipo de gestión implementada. En general, en las masas puras el objetivo es fomentar el desarrollo de frondosas en el subvuelo, y puntualmente en el dosel dominante, y regular la competencia en el estrato de coníferas. En las masas mixtas se pretende generar y mantener estructuras con un dosel superior regularizado de coníferas y un subvuelo multiestratificado de frondosas que, a largo plazo, alcancen progresivamente el dosel dominante.

En ambos casos el tipo de actuación planteada favorecerá la complejidad estructural (estratos verticales y clases diamétricas) con lo que, a medio plazo, es razonable esperar una mejora en estos atributos de madurez.

La Tabla 4 resume las variables de los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez para los rodales de pino carrasco por tipos de gestión y tipo de bosque (puro o mixto).

Tabla 4. Valores promedio y error estándar de las variables para los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez antes de las actuaciones (2019) y al final del proyecto (2022) de la acción C1: gestión de referencia y naturalística en rodales de pinar de pino carrasco puro o mixto.

		Puro				Mixto			
		De referencia GOPhp		Naturalística GpNPhp		De referencia GOPhm		Naturalística GpNPhm	
		Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Nº especies	Media	1,67	1,67	1,33	1,33	3,33	2,33	3,00	4,00
	Error std.	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,00	0,58
Área basal (m ² /ha)	Media	23,43	23,20	22,70	18,43	17,23	16,47	12,27	12,77
	Error std.	2,78	2,86	1,51	4,67	1,99	0,84	1,07	0,62
Nº estratos	Media	1,00	1,67	2,00	2,00	3,33	2,67	3,67	3,00
	Error std.	0,00	0,33	0,00	0,00	0,33	0,33	0,33	0,00
Nº CD	Media	4,33	4,33	5,00	4,33	3,67	4,00	3,67	3,33
	Error std.	0,88	0,88	0,00	0,67	0,88	0,58	0,33	0,33
Nº pies excep. (pies/ha)	Media	7,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Error std.	7,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volumen madera muerta (m ³ /ha)	Media	3,07	4,40	2,30	11,77	2,90	4,00	3,97	3,47
	Error std.	1,89	2,70	1,32	6,19	1,61	0,44	2,01	1,78
Proporción madera muerta (%)	Media	1,93	2,47	1,67	17,70	2,47	3,30	3,77	3,30
	Error std.	1,26	1,41	0,94	13,82	1,39	0,26	1,89	1,66
Nº de parcelas		3	3	3	3	3	3	3	3

En los pinares de pino carrasco, por lo general, hay pocas diferencias entre el antes y el final. En cuanto al área basal no hay disminución (figura 9) e incluso se aprecia un ligero repunte. Únicamente en el rodal puro con gestión naturalística hay una reducción significativa en el área basal. En cuanto al número de estratos verticales (figura 10), se aprecia una reducción significativa en los rodales mixtos en ambos

tipos de gestión debido al tipo de tratamiento que en el de referencia buscaba la regularización de la masa i, en la naturalística, la reducción de la competencia de los mejores árboles lo que ha supuesto la reducción de la proporción de las clases diamétricas más pequeñas. Sin embargo, dicha reducción apenas ha repercutido en el número de clases diamétricas (figura 11). Respecto al volumen de madera muerta (figura 13) hay un incremento en los rodales puros que es más acusado en el rodal de gestión naturalística. En cambio, en proporción respecto a la viva (figura 14) la diferencia es inapreciable para el rodal puro con gestión de referencia ya que no hubo cortas y se mantiene elevado para el rodal con gestión naturalística. En los rodales mixtos no se aprecian diferencias ni en el volumen de madera muerta ni en la proporción respecto a la viva (figura 14).

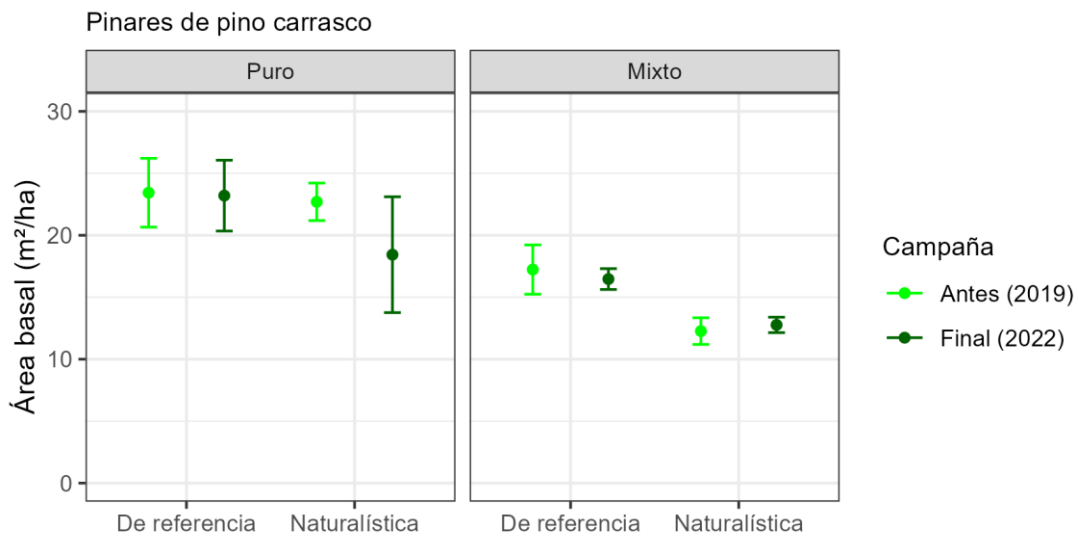


Figura 9. Diferencias en el área basal (m²/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

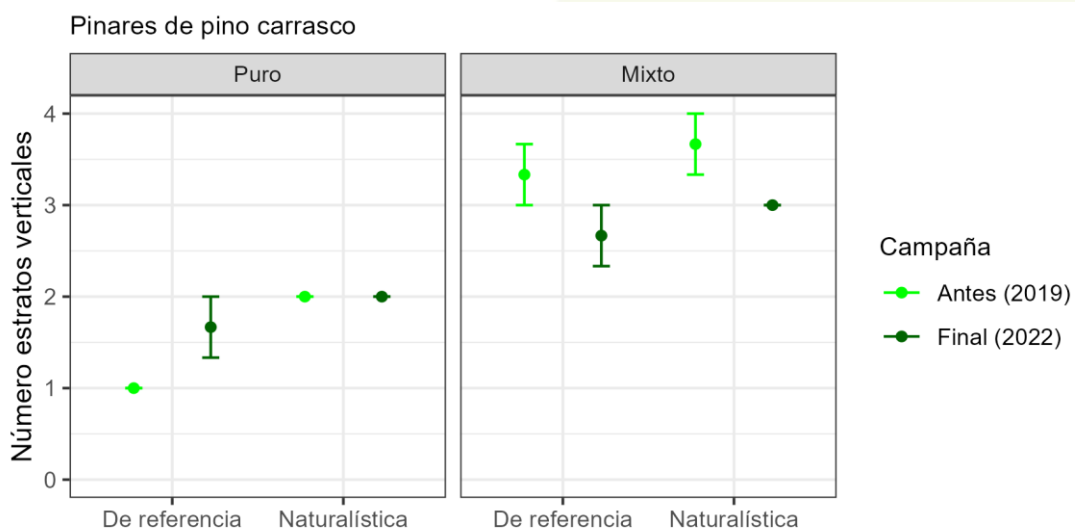


Figura 10. Diferencias en el número de estratos verticales: media y error estándar, entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

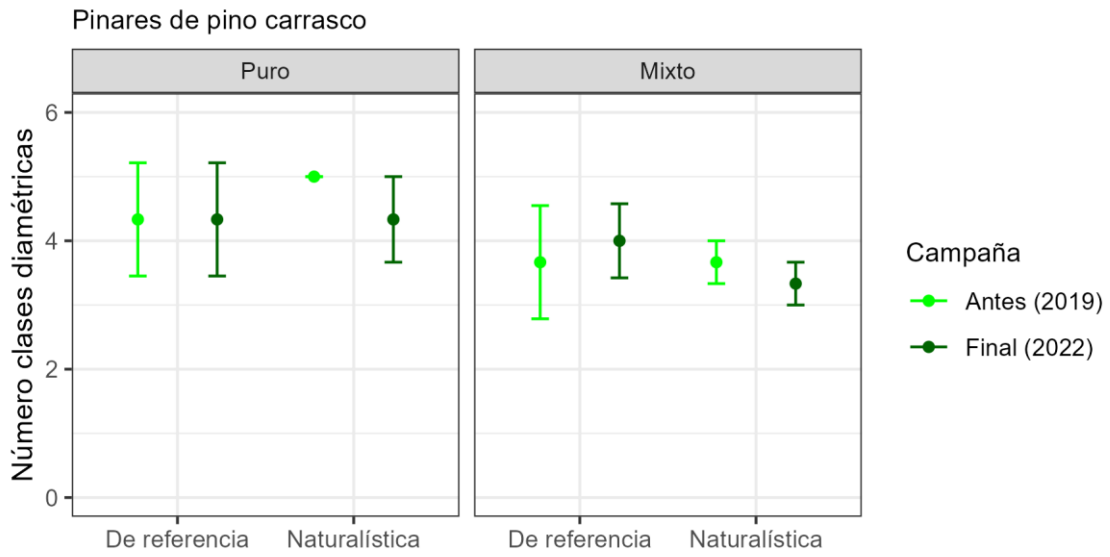


Figura 11. Diferencias en el número de clases diamétricas: media y error estándar entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

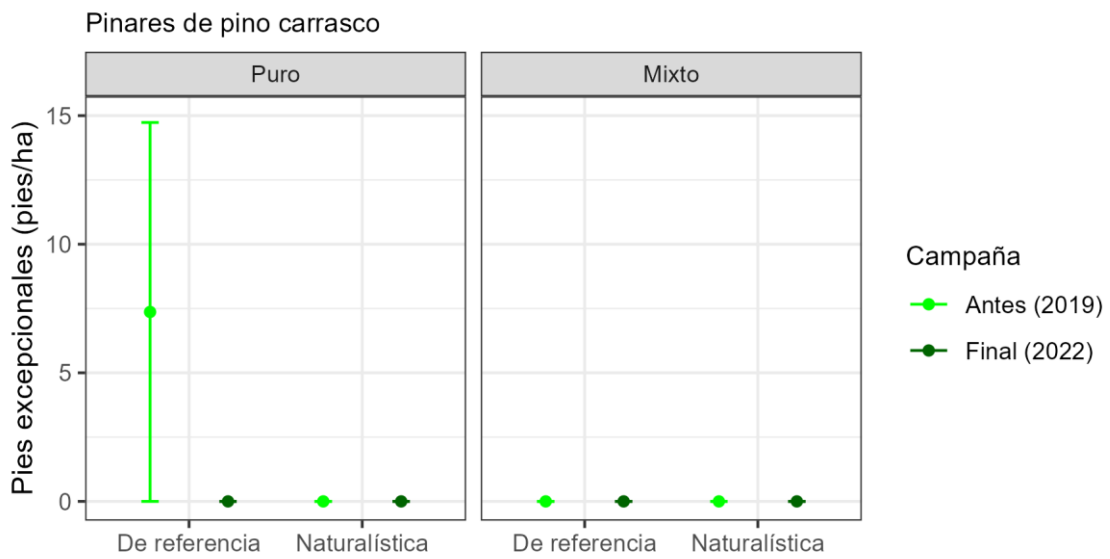


Figura 12. Diferencias en el número de pies excepcionales: media y error estándar, entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

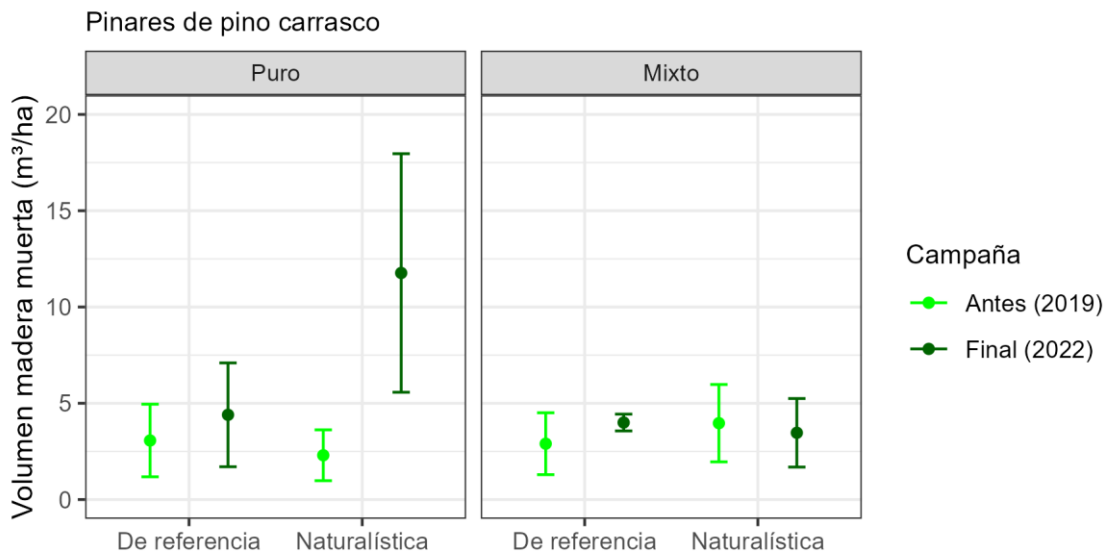


Figura 13. Diferencias en el volumen de madera muerta (m^3/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

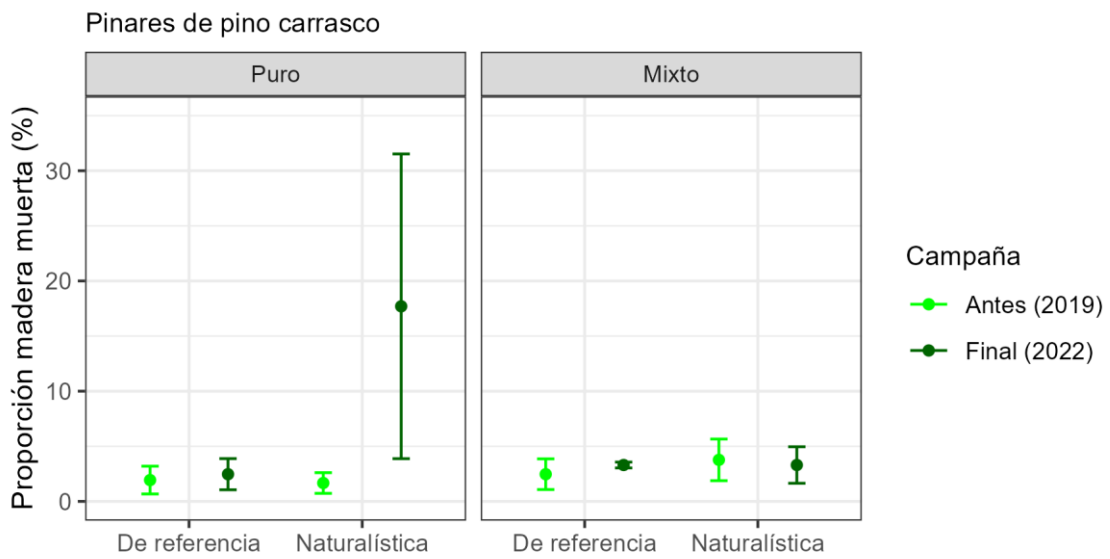


Figura 14. Diferencias en la proporción de madera muerta (%): media y error estándar, entre el antes y el final para pinares puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

A – Parcela GOPhp antes del tratamiento.



B – Parcela GOPhp después del tratamiento..



B – Parcela GOPhm antes del tratamiento.



D – Parcela GOPhm después del tratamiento.



Figura 15. Masas de pino carrasco puras y mixtas antes y después de la intervención, basada en los modelos de gestión ORGEST.

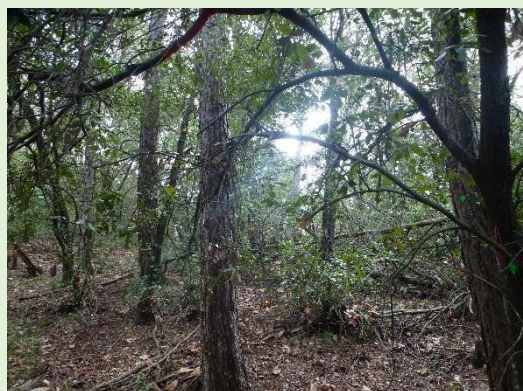
A – Parcela GpNPhp antes del tratamiento.



B – Parcela GpNPhp después del tratamiento.



C – Parcela GpNPhm antes del tratamiento.



D – Parcela GpNPhm después del tratamiento.



Figura 16. Masas de pino carrasco puras y mixtas antes y después de la intervención, gestionados en base a la silvicultura naturalística.

2.3. Implementación de modelos de gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos gestionados dominados por robles mediterráneos (Acción C3)

Los objetivos de las actuaciones implementadas era generar y mantener estructuras diversificadas y multiestratificadas, con tendencia a la capitalización y evitando situaciones de elevada competencia. La estructura objetivo corresponde a un monte medio mixto, regular o irregular. Se procedió a la retención de elementos clave, generación de madera muerta y medidas complementarias de diversificación.

En los casos donde el objetivo es mantener estructuras pluriestratificadas la actuación planteada favorecerá la complejidad estructural (estratos verticales y clases diamétricas) con lo que, a medio plazo, es razonable esperar una mejora en de estos atributos asociados a la madurez.

La Tabla 5 resume las variables de los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez para los rodales de pino carrasco por tipos de gestión y tipo de bosque (puro o mixto).

Tabla 5. Valores promedio y error estándar de las variables para los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez antes de las actuaciones (2019) y al final del proyecto (2022) de la acción C1: gestión de referencia y naturalística en rodales de robleal puro o mixto.

		Puro				Mixto			
		De referencia GOQhp		Naturalística GpNQhp		De referencia GOQhm		Naturalística GpNQhm	
		Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Nº especies	Media	5,00	4,67	3,00	3,33	5,00	5,33	4,00	4,33
	Error std.	0,58	0,33	0,58	0,67	0,58	0,88	0,58	0,33
Área basal (m ² /ha)	Media	25,70	23,73	20,47	18,57	19,23	17,43	33,40	26,87
	Error std.	0,75	2,30	2,98	2,05	2,71	2,19	6,97	4,78
Nº estratos	Media	4,00	4,00	4,00	4,00	3,33	2,67	3,00	3,33
	Error std.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,33	0,58	0,33
Nº CD	Media	4,67	4,67	4,67	5,00	3,67	3,33	5,00	5,33
	Error std.	0,67	0,67	0,33	0,00	0,67	0,33	0,58	0,88
Nº pies excep. (pies/ha)	Media	0,00	0,00	0,00	0,00	28,57	17,97	10,60	10,60
	Error std.	0,00	0,00	0,00	0,00	18,64	9,41	10,60	10,60
Volumen madera muerta (m ³ /ha)	Media	7,27	8,20	0,00	22,60	8,53	1,70	1,43	0,43
	Error std.	6,92	4,92	0,00	11,48	4,35	1,70	1,43	0,43
Proporción madera muerta (%)	Media	3,03	4,17	0,00	10,47	6,80	1,37	1,00	0,33
	Error std.	2,84	2,09	0,00	5,53	3,41	1,37	1,00	0,33
Nº de parcelas		3	3	3	3	3	3	3	3

En los robledales, tanto puros como mixtos, por lo general, hay pocas diferencias entre el antes y el final. En cuanto al área basal (figura 17), tan solo en el rodal mixto con gestión naturalística hay una reducción apreciable del área basal. En cuanto al número de estratos verticales (figura 18), se aprecia una reducción en el rodal mixto con gestión de referencia debido al tipo de tratamiento que buscaba la regularización de la masa lo que ha supuesto la reducción de la proporción de las

clases diamétricas más pequeñas. Sin embargo, dicha reducción apenas ha repercutido en el número de clases diamétricas (figura 19). En relación a la densidad de pies excepcionales no hay diferencia excepto, de nuevo, en el rodal mixto con gestión de referencia donde se aprecia una ligera reducción (figura 20). Respecto al volumen de madera muerta tanto en volumen (figura 21) como en proporción respecto a la viva (figura 22) se aprecia un incremento muy significativo en el rodal puro con gestión naturalística y una reducción significativa en el rodal mixto con gestión de referencia.

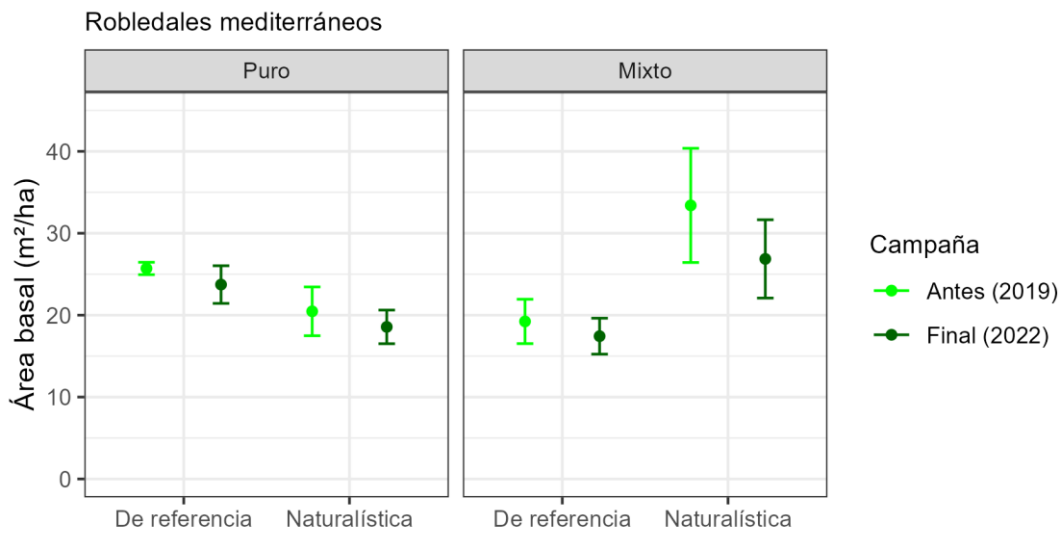


Figura 17. Diferencias en el área basal (m²/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

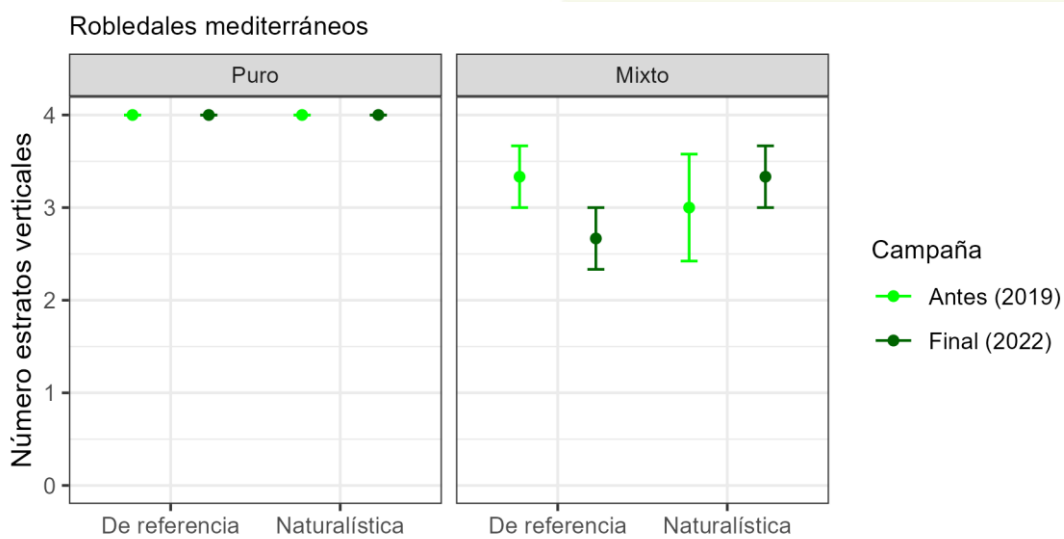


Figura 18. Diferencias en el número de estratos: media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

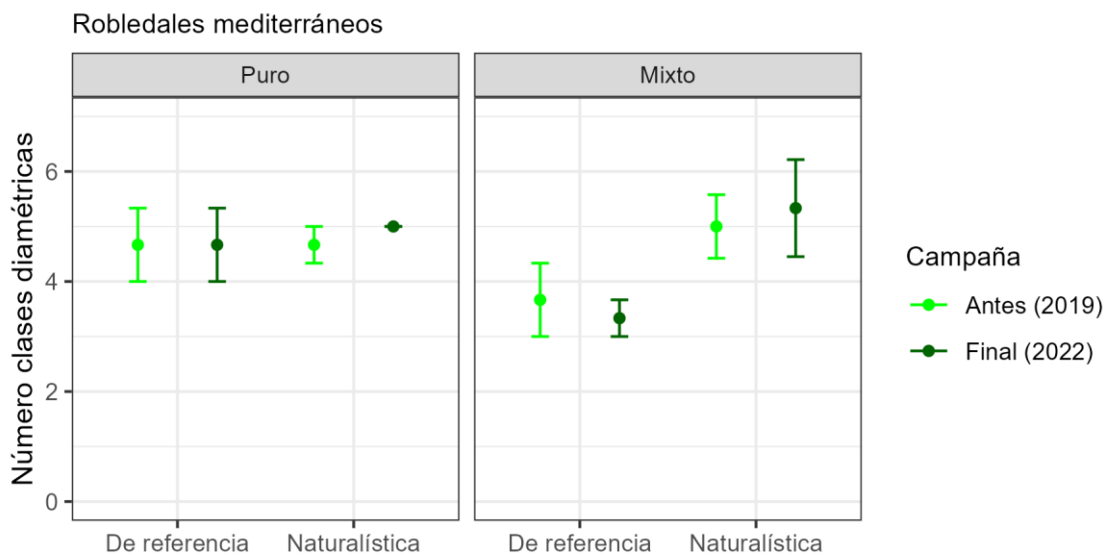


Figura 19. Diferencias en el número de clases diamétricas: media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

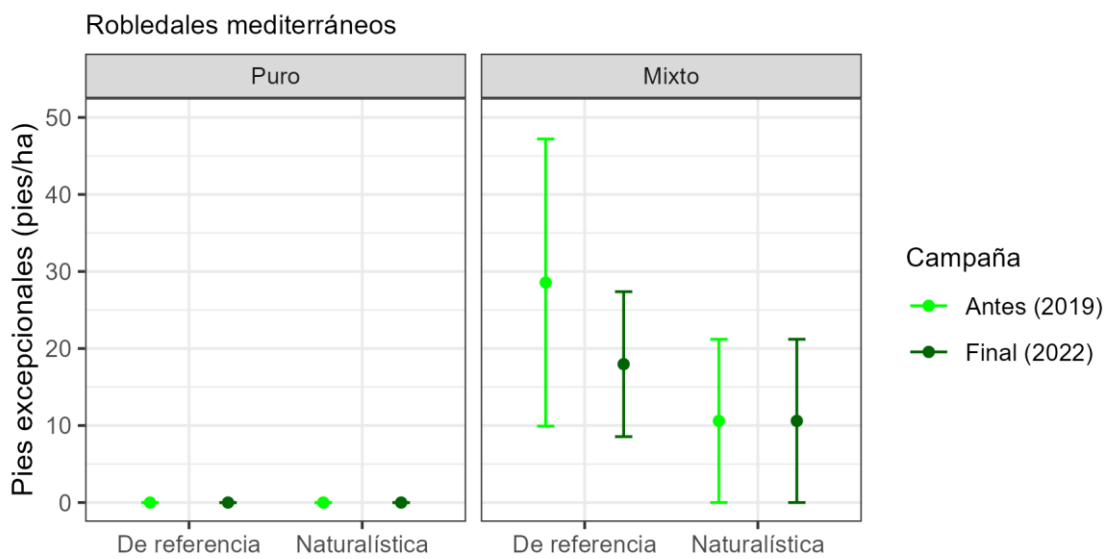


Figura 20. Diferencias en el número de pies excepcionales: media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

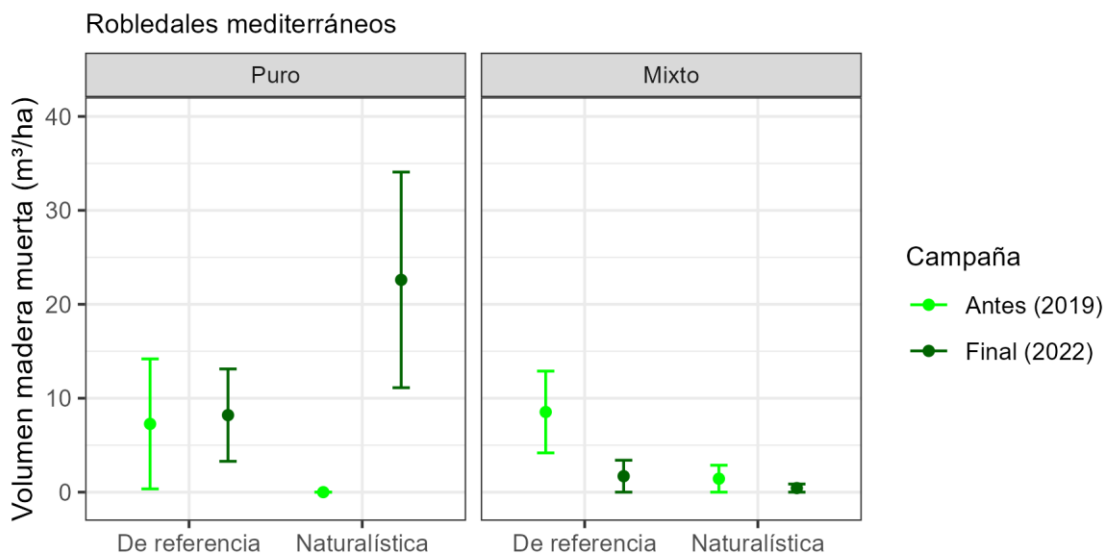


Figura 21. Diferencias en el volumen de madera muerta (m³/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

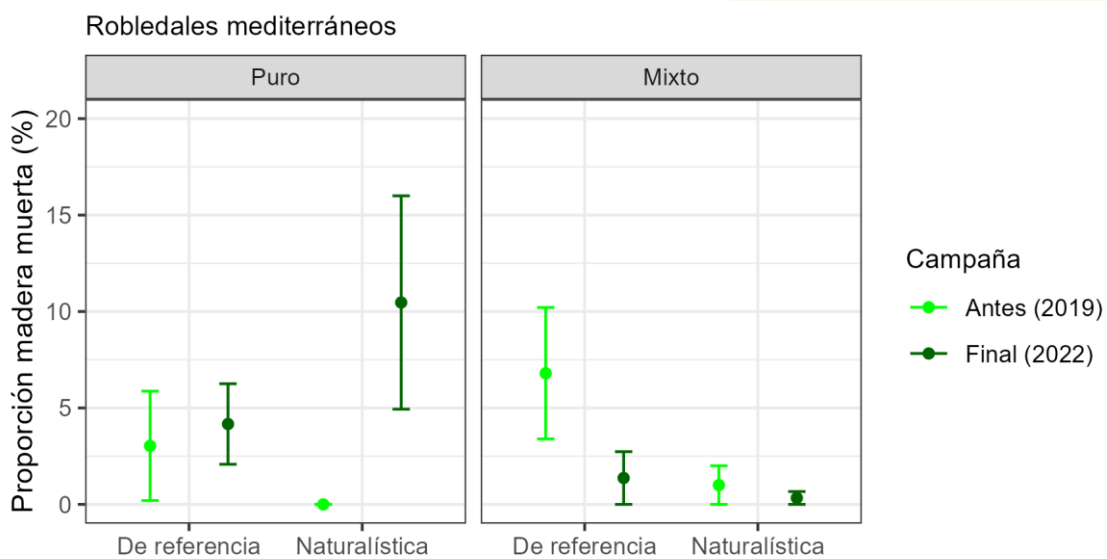


Figura 22. Diferencias en la proporción de madera muerta (%): media y error estándar, entre el antes y el final para robledales puros y mixtos y para cada tipo de gestión.

A – Parcela GOQhp antes del tratamiento.



B – Parcela GOQhp después del tratamiento.



C – Parcela GOQhm antes del tratamiento.



D – Parcela GoQhm después del tratamiento.



Figura 23. Robledales puros y mixtos antes y después de la intervención, gestionados en base a los modelos ORGEST.

A – Parcela GpNQhp antes del tratamiento.



B – Parcela GpNQhp después del tratamiento.



C – Parcela GpNQhm antes del tratamiento.



D – Parcela GpNQhm después del tratamiento.



Figura 24. Robledales puros y mixtos antes y después de la intervención, gestionados en base a la silvicultura naturalística.

2.4. Implementación de los modelos de gestión para la preparación a dinámica natural (Acción C4)

Los modelos de gestión para la preparación a dinámica natural de la acción C4 se han implementado en 6 rodales demostrativos situados en masas arboladas dominadas por encina (*Quercus ilex*), roble (*Quercus pubescens/cerrioides*) y pino carrasco (*Pinus halepensis*), tanto en estructuras puras como mixtas.

Las actuaciones implementadas tenían como objetivo acelerar los procesos asociados a la dinámica natural y, en consecuencia, en mejorar la madurez, la biodiversidad asociada y el estado de conservación del hábitat. En ningún caso el objetivo era productivo (i.e., obtención de madera o leñas). Dado que los rodales demostrativos tenían estructuras, composiciones y grados de madurez distintos se tuvo que aplicar actuaciones de distinta intensidad.

Las actuaciones selvícolas planificadas que se llevaron a cabo consistieron en generar madera muerta en pie o en el suelo de gran tamaño estratégicamente distribuidas liberando de competencia a elementos clave localizados: árboles dominantes, codominantes o, e contadas ocasiones, con microhábitats, regeneración avanzada, apertura de claros para estimular la regeneración, especies acompañantes y resalveos. Cada tratamiento realizado se explica detalladamente en el entregable de la Acción C4:

https://lifebiorgest.eu/docs/Accion%20C4_Informe%20justificacion%20y%20caracterizacion%20actuaciones.pdf

La Tabla 6 y 7 resumen las variables de los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez para los rodales de preparación a dinámica natural en bosques puros o mixto de encinar, pino carrasco o robles mediterráneos.

Tabla 6. Valores promedio y error estándar de las variables para los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez antes de las actuaciones (2019) y al final del proyecto (2022) en los rodales puros de la acción C4: gestión de preparación a dinámica natural en encinares, pinares de pino carrasco y robledales.

		Preparación a dinámica natural					
		Encinar		Pinar de pino carrasco		Robledal	
		GNQip Antes	GNQip Final	GNPhp Antes	GNPhp Final	GNQhp Antes	GNQhp Final
Nº especies	Media	2,40	1,80	3,00	2,40	4,00	3,60
	Error std.	0,40	0,20	0,71	0,40	0,71	0,60
Área basal (m ² /ha)	Media	31,24	26,32	21,14	19,96	26,50	22,36
	Error std.	2,43	4,28	5,63	5,24	3,16	2,53
Nº estratos	Media	4,00	3,00	3,40	2,20	4,00	4,40
	Error std.	0,00	0,32	0,60	0,49	0,00	0,24
Nº CD	Media	4,60	4,40	4,40	4,40	5,20	4,40
	Error std.	0,68	0,75	0,24	0,24	0,86	0,75
Nº pies excep. (pies/ha)	Media	0,00	10,12	6,58	6,58	17,64	26,60
	Error std.	0,00	6,53	4,10	4,10	7,82	10,55
Volumen madera muerta (m ³ /ha)	Media	11,38	42,28	5,92	8,80	20,52	34,54
	Error std.	10,81	29,70	1,22	4,49	5,06	11,98

Proporción	Media	5,90	43,62	5,30	10,90	13,78	22,72
madera muerta (%)	Error std.	5,46	37,20	1,08	7,08	4,25	4,45
Nº de parcelas		5	5	5	5	5	5

Tabla 7. Valores promedio y error estándar de las variables para los indicadores indirectos de biodiversidad y madurez antes de las actuaciones (2019) y al final del proyecto (2022) en los rodales mixtos de la acción C4: gestión de preparación a dinámica natural en encinares, pinares de pino carrasco y robledales.

		Mixto					
		Preparación a dinámica natural					
		Encinar		Pinar de pino carrasco		Robledal	
		GNQim	GNQim	GNPhm	GNPhm	GNQhm	GNQhm
		Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Nº especies	Media	5,20	4,60	4,40	4,20	4,00	4,40
	Error std.	0,58	0,51	0,60	0,58	0,45	0,40
Área basal (m ² /ha)	Media	24,68	20,40	28,48	24,66	31,62	28,26
	Error std.	2,67	4,13	4,12	5,05	4,80	4,87
Nº estratos	Media	3,80	3,20	3,80	3,60	4,00	4,00
	Error std.	0,20	0,37	0,20	0,24	0,00	0,00
Nº CD	Media	4,60	4,40	5,60	5,20	5,40	5,20
	Error std.	0,51	0,51	0,51	0,86	0,51	0,49
Nº pies excep. (pies/ha)	Media	6,36	10,78	4,42	4,42	12,72	19,08
	Error std.	6,36	6,78	4,42	4,42	7,79	7,79
Volumen madera muerta (m ³ /ha)	Media	3,74	39,80	19,10	42,54	3,86	46,28
	Error std.	2,38	9,43	7,82	13,48	1,97	12,25
Proporción madera muerta (%)	Media	2,12	30,50	10,04	27,76	1,54	25,68
	Error std.	1,39	8,50	4,88	10,92	0,88	10,08
Nº de parcelas		5	5	5	5	5	5

Debido a la generación de madera muerta tanto en pie (por anillamiento) como en el suelo (por corta) para la liberación de los elementos clave, en todos los rodales, hay una ligera disminución del área basal (figura 25). Todos los valores se mantienen por encima de 20 m²/ha y en donde esta reducción es menor es en el rodal puro de pino carrasco porque ya se partía de valores bajos.

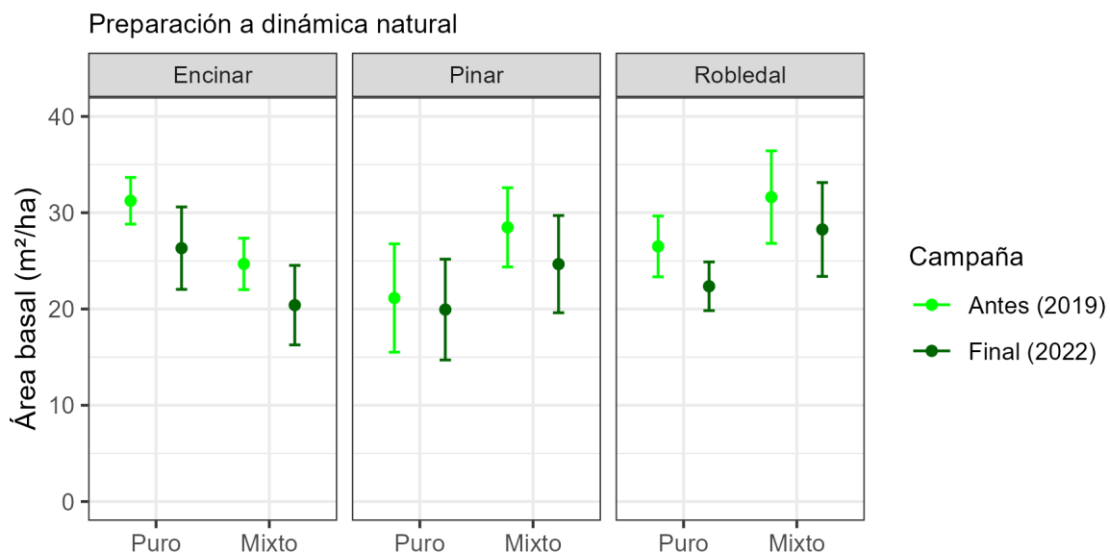


Figura 25. Diferencias en el área basal (m^2/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

En relación al número de estratos verticales (figura 26), en general, se aprecia una reducción que en algunos casos es significativa: encinares puros i mixtos y en el pinar puro. Sin embargo, esta reducción no se ha traducido en ningún caso en una disminución significativa del número de clases diamétricas (figura 27).

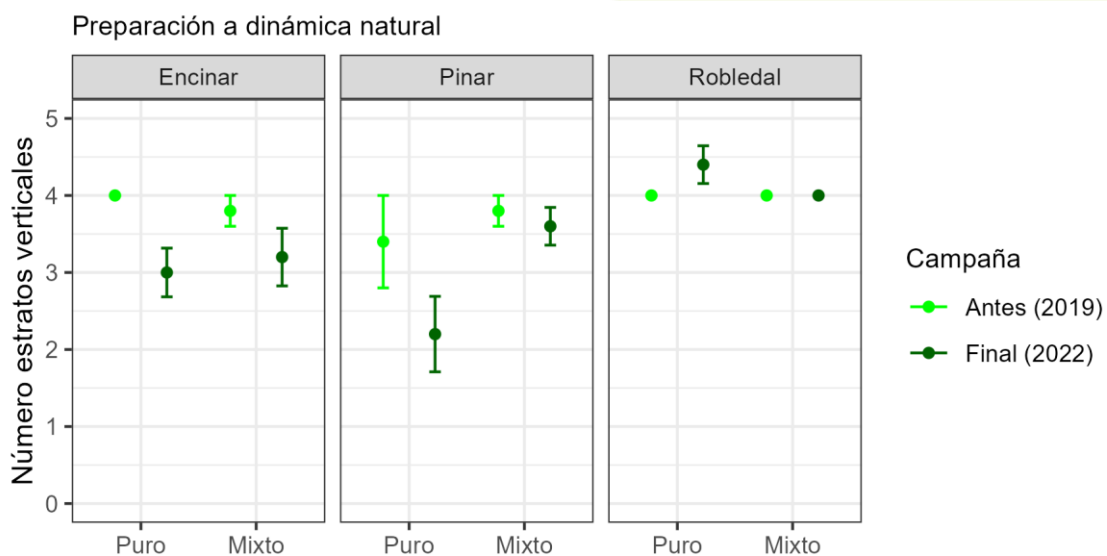


Figura 26. Diferencias en el número de estratos: media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

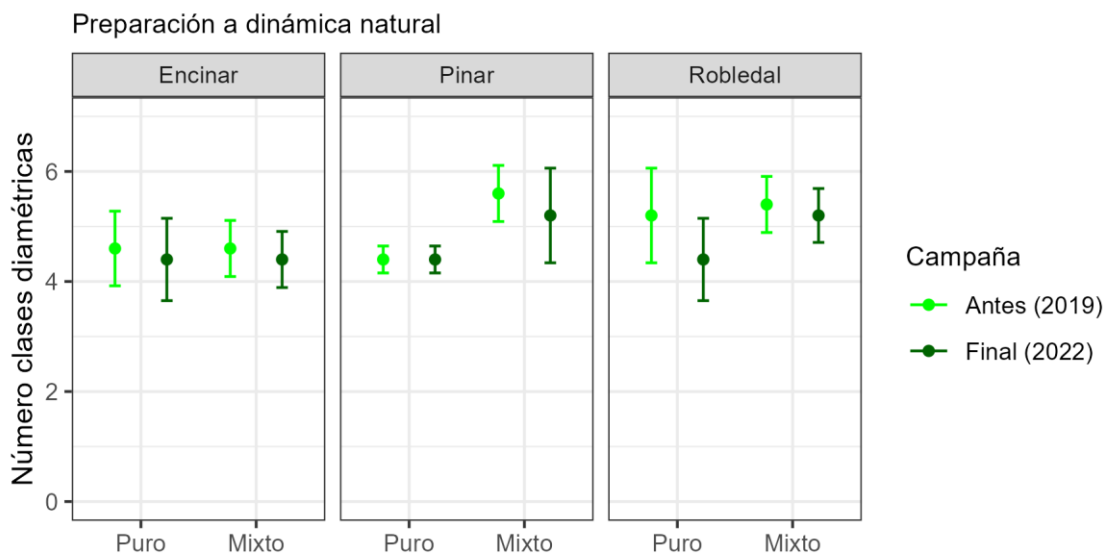


Figura 27. Diferencias en el número de clases diamétricas: media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

Pese a que la liberación de pies dominantes o codominantes no tiene porqué traducirse, a corto plazo, en un aumento en el número de pies excepcionales, los 2-3 años posteriores a la actuación han permitido un ligero repunte al respecto en los encinares y robledales tanto puros como mixtos (figura 28).

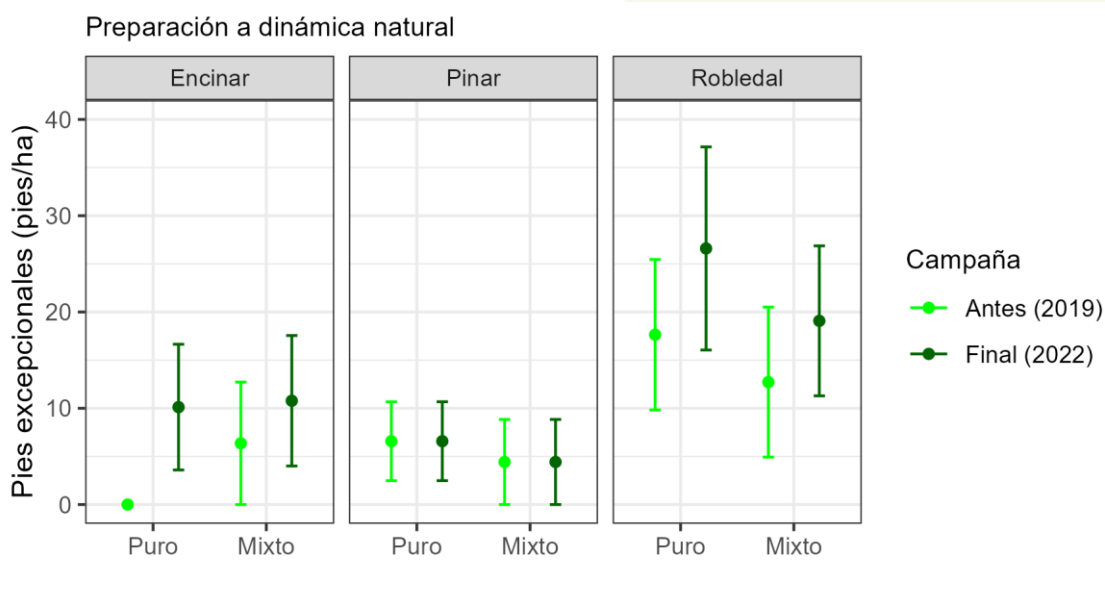


Figura 28. Diferencias en el número de pies excepcionales (pies/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

Donde se parecían más diferencias entre el antes y el final es en la madera muerta, tanto en volumen (figura 29) como en proporción respecto a la viva (figura 30). En

todos los casos, los incrementos más notables se han dado en los rodales mixtos. Sin duda, los anillamientos con el objetivo de generar madera muerta en pie a medio plazo han dado sus frutos en poco tiempo (ver el detalle de estos resultados en el apartado 5.1).

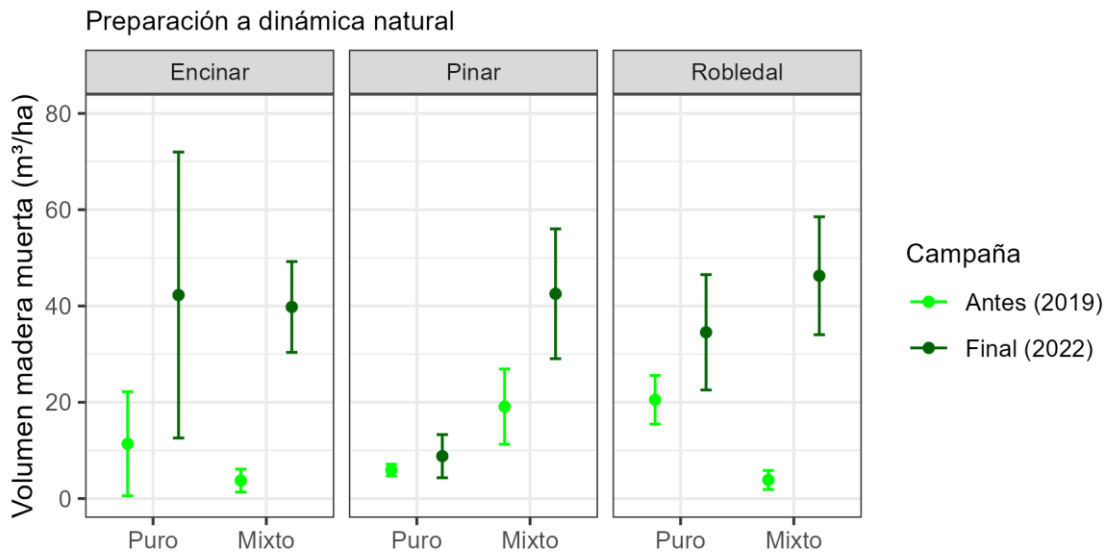


Figura 29. Diferencias en el volumen de madera muerta (m^3/ha): media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

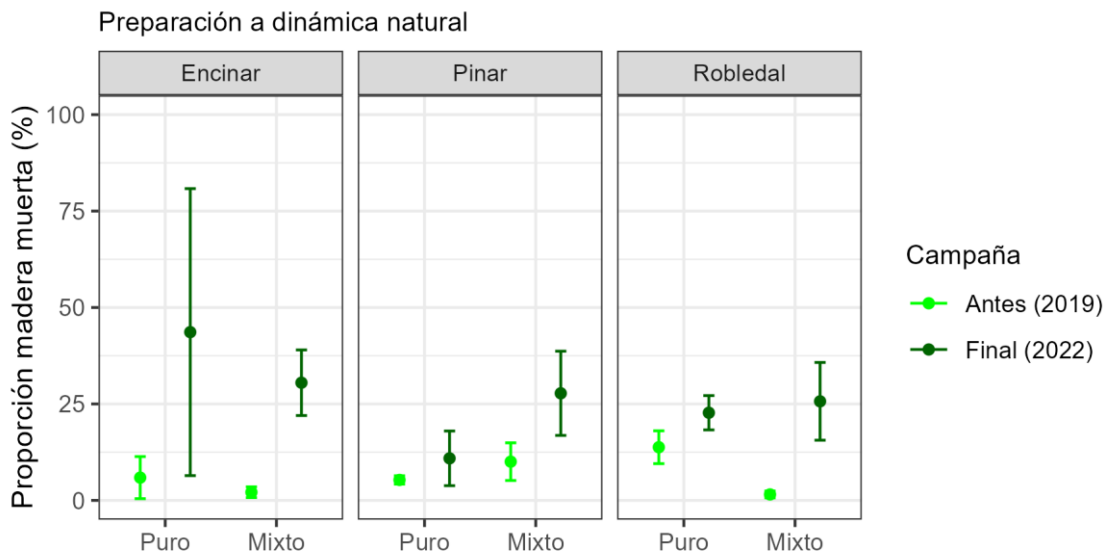


Figura 30. Diferencias en la proporción de madera muerta (%): media y error estándar, entre el antes y el final para los rodales puros y mixtos de preparación a dinámica natural.

A – Parcela GNQip antes del tratamiento.



B – Parcela GNQip después del tratamiento.



C – Parcela GNPhp antes del tratamiento.



D – Parcela GNPhp después del tratamiento.



E – Parcela GNQhp antes del tratamiento.

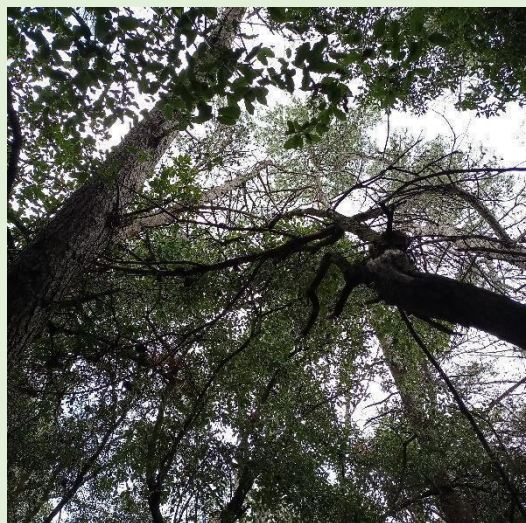


F – Parcela GNQhp después del tratamiento.



Figura 31. Encinares, Pinares y Robledales puros antes y después de la intervención gestionados para preparación a dinámica natural.

A – Parcela GNQim antes del tratamiento.



B – Parcela GNQim después del tratamiento.



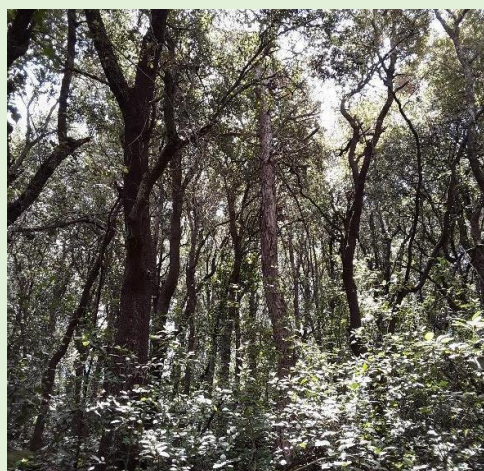
C – Parcela GNPhm antes del tratamiento.



D – Parcela GNPhm después del tratamiento.



E – Parcela GNQhm antes del tratamiento.



F – Parcela GNQhm después del tratamiento.



Figura 32. Encinares, Pinares y Robledales mixtos antes y después de la intervención gestionados para preparación a dinámica natural.

3. Evaluación del impacto de los tratamientos sobre los indicadores de madurez

En este apartado se muestran los resultados del efecto de los tratamientos correspondientes en cada rodal de las acciones C1 a C4 sobre la madurez basados en los indicadores y criterios del Índice de Madurez RedBosques. Para cada rodal se compara el valor global de madurez y los valores parciales de los indicadores y criterios antes de la actuación (2019) y al final como resultado de la actuación (2022).

Adicionalmente, también se muestran los resultados para los seis rodales a evolución natural que en los que no ha habido actuaciones y, en consecuencia, se muestrearon una sola vez en 2019.

3.1. Encinares (*Quercus ilex*). Acción C1

En tres de los cuatro rodales el valor de madurez antes y después de las actuaciones disminuye, únicamente aumenta en el rodal mixto con gestión de referencia que pasa de 1,3 a 2,4 sobre 10. En el rodal mixto con gestión naturalística el valor de madurez antes de la actuación es el más alto de los cuatro rodales y además la reducción de la madurez es casi nula, 3.5 frente a 3,6 sobre 10. En los casos en que el valor de madurez se reduce es debido esencialmente a la reducción de la complejidad.

Tabla 8. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) antes y después de las actuaciones en los encinares. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Puro				Mixto			
	de referencia GOQip		Naturalística GpNQip		de referencia GOQim		Naturalística GpNQim	
	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Madurez	2,9	2	2,5	1,8	1,3	2,4	3,6	3,5
Criterio: Composición	10,0	10,0	10,0	10,0	5,0	7,0	10,0	10,0
Indicador: Especies	10,0	10,0	10,0	10,0	5,0	7,0	10,0	10,0
Criterio: Complejidad	3,4	1,6	3,4	2,0	2,0	4,4	5,2	4,4
Indicador: Área basal	3,0	0,0	3,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Estructura vertical	7,0	4,0	7,0	4,0	4,0	10,0	10,0	10,0
Indicador: Clases diamétricas	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	3,0	1,0
Criterio: Senectud	0,8	1,0	0,0	0,0	0,4	1,0	0,0	0,0
Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Madera muerta	2,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
Indicador: Proporción madera muerta	1,0	2,0	0,0	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0
Criterio: Microhábitats	6,0	5,0	7,0	6,0	2,0	3,0	4,0	5,0
Indicador: Microhábitats	6,0	5,0	7,0	6,0	2,0	3,0	4,0	5,0
Criterio: Dinámica	3,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	7,0	7,0
Indicador: Fases silvogenéticas	3,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	7,0	7,0

En la Tabla 8 i la figura 33 se detallan los cambios entre el antes de las actuaciones y al final del proyecto de los indicadores de madurez y en el valor global de madurez de los rodales de la acción C1.

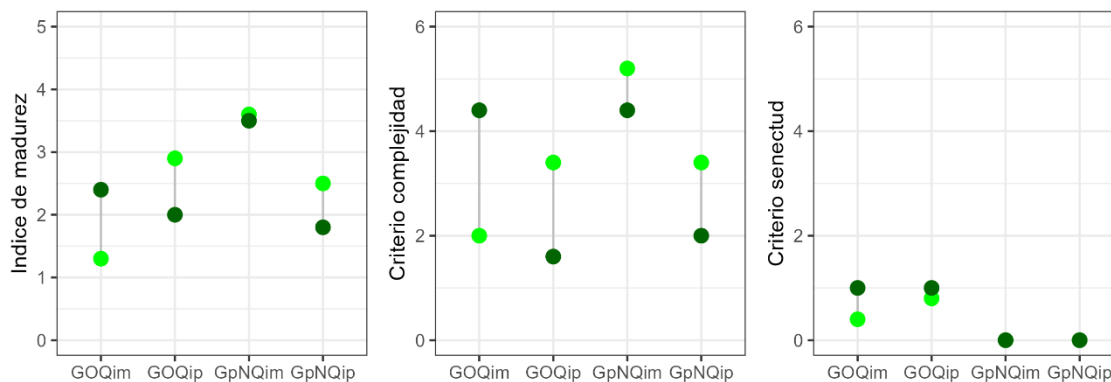


Figura 33. Cambios en los valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales de encinar puros y mixtos con gestión naturalística o de referencia. Verde claro: valores antes de la actuación, verde oscuro valores a final de proyecto.

3.2. Pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*). Acción C2

Los cambios en los valores de madurez antes y después de las actuaciones difieren entre rodales. En los rodales puros ha habido un incremento de la madurez mientras que, en los rodales mixtos, se ha producido una ligera reducción (tabla 9). Estos incrementos o disminuciones no siguen los mismos patrones entre rodales, es decir, son debidos a criterios e indicadores muy distintos entre rodales (figura 34). En el caso del rodal puro con gestión naturalística, en donde se da el mayor incremento de los cuatro rodales, ese aumento es debido esencialmente al aumento de madera muerta que hace que el criterio de senectud pase de 0 a 4,8. La mayor reducción se ha dado en el rodal mixto con gestión de referencia y debido sobre todo a la disminución del número de especies arbóreas.

Tabla 9. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) antes y después de las actuaciones en los pinares de pino carrasco. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Puro				Mixto			
	de referencia		Naturalística		de referencia		Naturalística	
	GOPhp		GpNPhp		GOPhm		GpNP hm	
	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Madurez	1,9	2,2	1,7	4,0	2,6	2,0	2,9	2,5
Criterio: Composición	7,0	8,0	5,0	10,0	10,0	4,0	8,0	10,0
Indicador: Especies	7,0	8,0	5,0	10,0	10,0	4,0	8,0	10,0
Criterio: Complejidad	1,8	2,8	2,4	2,0	3,2	3,2	4,4	3,2
Indicador: Área basal	3,0	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Estructura vertical	1,0	4,0	4,0	4,0	7,0	7,0	10,0	7,0
Indicador: Clases diamétricas	2,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Criterio: Senectud	0,0	0,0	0,0	4,8	0,4	0,0	0,4	0,4
Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Madera muerta	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Proporción madera muerta	0,0	0,0	0,0	10,0	1,0	0,0	1,0	1,0
Criterio: Microhábitats	3,0	3,0	2,0	3,0	3,0	2,0	4,0	2,0
Indicador: Microhábitats	3,0	3,0	2,0	3,0	3,0	2,0	4,0	2,0
Criterio: Dinámica	4,0	4,0	3,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Indicador: Fases silvogenéticas	4,0	4,0	3,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0

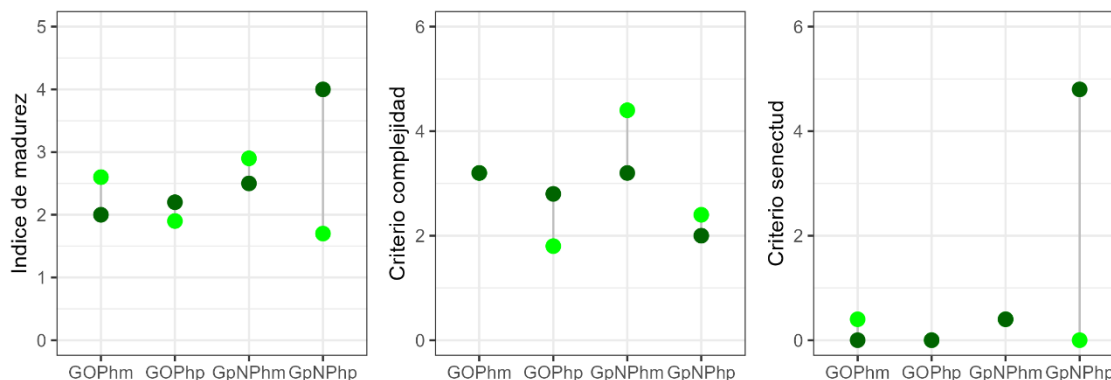


Figura 34. Cambios en los valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales de pinar puros y mixtos con gestión de referencia o naturalística. Verde claro: valores ante de la actuación, verde oscuro: valores a final de proyecto.

3.3. Robledales mediterráneos (*Quercus pubescens*). Acción C3

En los rodales con gestión de referencia la madurez disminuye como consecuencia de la actuación, en cambio, en los rodales con gestión naturalística el valor de madurez aumenta (rodal puro) o se mantiene (rodal mixto) (tabla 10). Los cambios son sobre todo consecuencia del aumento o reducción de la senectud y, en particular la asociada a los indicadores de madera muerta (figura 35).

Tabla 10. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) antes y después de las actuaciones en los robledales mediterráneos. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Puro				Mixto			
	de referencia		Naturalística		de referencia		Naturalística	
	GOQhp	GpNQhp	GOQhm	GpNQhm	GOQhp	GpNQhp	GOQhm	GpNQhm
	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Madurez	4,0	3,1	2,8	4,0	3,8	2,5	3,1	3,1
Criterio: Composición	10,0	10,0	10,0	10,0	8,0	10,0	10,0	10,0
Indicador: Especies	10,0	10,0	10,0	10,0	8,0	10,0	10,0	10,0
Criterio: Complejidad	5,2	5,0	4,2	4,0	2,8	2,8	4,6	4,2
Indicador: Área basal	4,0	3,0	1,0	0,0	0,0	0,0	9,0	5,0
Indicador: Estructura vertical	10,0	10,0	10,0	10,0	7,0	7,0	7,0	7,0
Indicador: Clases diamétricas	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
Criterio: Senectud	1,4	0,8	0,0	3,4	2,6	0,0	0,0	0,0
Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Madera muerta	3,0	2,0	0,0	7,0	1,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Proporción madera muerta	2,0	1,0	0,0	5,0	3,0	0,0	0,0	0,0
Criterio: Microhábitats	6,0	4,0	4,0	3,0	7,0	3,0	6,0	7,0
Indicador: Microhábitats	6,0	4,0	4,0	3,0	7,0	3,0	6,0	7,0
Criterio: Dinámica	5,0	3,0	4,0	4,0	5,0	5,0	4,0	4,0
Indicador: Fases silvogenéticas	5,0	3,0	4,0	4,0	5,0	5,0	4,0	4,0

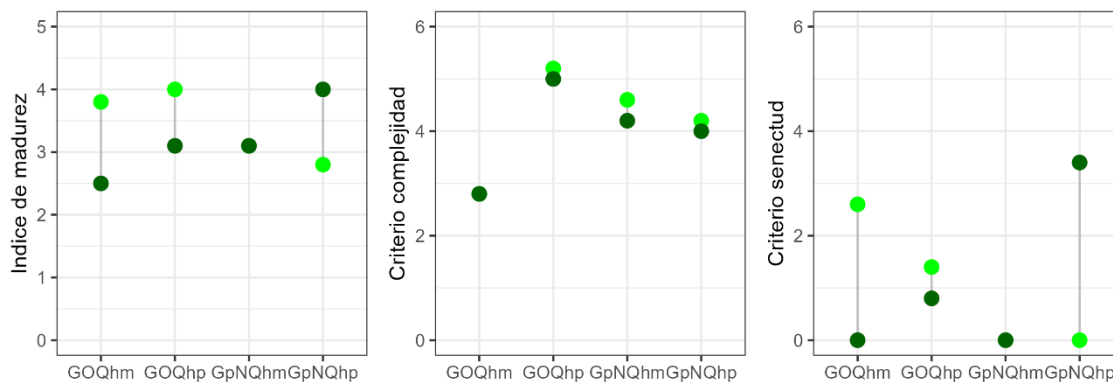


Figura 35. Cambios en los valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales de pinar puros y mixtos con gestión de referencia o naturalística. Verde claro: valores antes de la actuación, verde oscuro: valores a final de proyecto.

3.4. Rodales de preparación a dinámica natural. Acción C4

En dos de los tres rodales puros de preparación a dinámica natural (tabla 11 i figura 36) ha habido un ligero aumento de la madurez. Únicamente en el encinar puro se ha producido una ligera reducción: 5,4 a 5,2 sobre 10 y ha sido debido a la reducción de la complejidad estructural: 6,4 a 4,8 sobre 10 que no ha ido acompañada de un aumento suficiente de la senectud; el incremento de madera muerta no ha sido suficiente como para poder compensar dicha reducción. En cambio, en el pinar y robleal puros, la disminución en complejidad se ha compensado con un aumento más elevado de la senectud y, en particular como consecuencia del aumento de la madera muerta que se ha generado durante la actuación.

Tabla 11. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) antes y después de las actuaciones en los rodales puros de preparación a dinámica natural. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Preparación a dinámica natural					
	Puro					
	Encinar GNQip		Pinar GNPhp		Robleal GNQhp	
	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Madurez	5,4	5,2	3,1	4,0	5,0	5,3
Criterio: Composición	7,0	7,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Indicador: Especies	7,0	7,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Criterio: Complejidad	6,6	4,8	3,8	2,4	5,6	4,8
Indicador: Área basal	7,0	4,0	1,0	0,0	4,0	2,0
Indicador: Estructura vertical	10,0	7,0	7,0	4,0	10,0	10,0
Indicador: Clases diamétricas	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0	1,0
Criterio: Senectud	5,6	6,0	0,8	4,6	4,8	6,8
Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
Indicador: Madera muerta	10,0	10,0	0,0	3,0	6,0	10,0
Indicador: Proporción madera muerta	9,0	10,0	2,0	10,0	9,0	10,0
Criterio: Microhábitats	6,0	6,0	5,0	3,0	8,0	5,0

Indicador: Microhábitats	6,0	6,0	5,0	3,0	8,0	5,0
Criterio: Dinámica	3,0	3,0	4,0	4,0	2,0	2,0
Indicador: Fases silvogenéticas	3,0	3,0	4,0	4,0	2,0	2,0

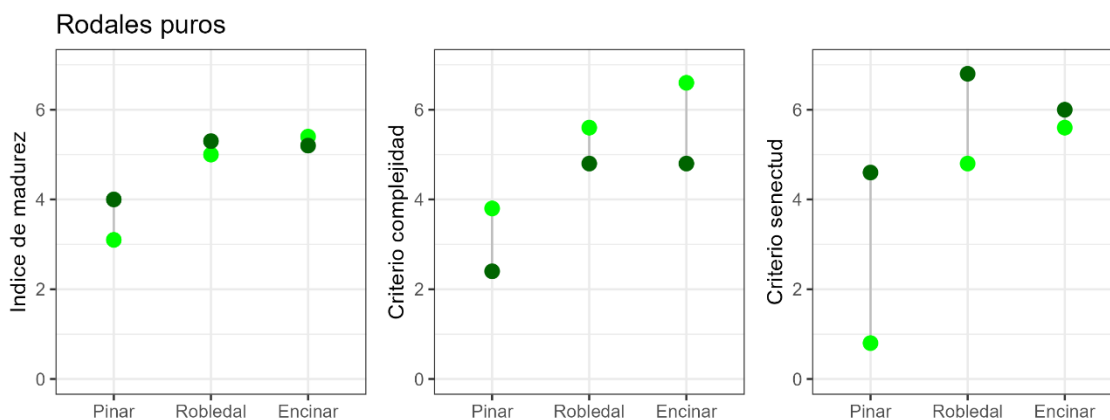


Figura 36. Cambios en los valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales puros con gestión de preparación a dinámica natural. Verde claro: valores ante de la actuación, verde oscuro valores a final de proyecto.

En los tres rodales mixtos de preparación a dinámica natural ha habido un incremento claro de los valores de madurez (tabla 12 y figura 37). En estos tres rodales la ligera reducción de la complejidad estructural, consecuencia de la actuación llevada a cabo, se ha visto compensada con creces con el aumento de la senectud y, en particular por el aumento de los indicadores asociados a la cantidad de madera muerta que, en el caso del encinar y el robledal, ha supuesto un incremento neto de 5 y de 6 puntos sobre 10, respectivamente.

Tabla 12. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) antes y después de las actuaciones en los rodales mixtos de preparación a dinámica natural. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Preparación a dinámica natural					
	Mixto					
	Encinar GNQim		Pinar GNPhm		Robledal GNQhm	
	Antes	Final	Antes	Final	Antes	Final
Madurez	4,0	5,7	5,1	5,8	3,3	5,4
Criterio: Composición	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Indicador: Especies	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Criterio: Complejidad	6,2	5,0	6,4	6,6	6,2	5,8
Indicador: Área basal	3,0	1,0	6,0	3,0	7,0	5,0
Indicador: Estructura vertical	10,0	7,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Indicador: Clases diamétricas	4,0	5,0	3,0	5,0	2,0	2,0
Criterio: Senectud	1,0	6,0	4,4	6,0	0,0	6,0
Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indicador: Madera muerta	3,0	10,0	6,0	10,0	0,0	10,0
Indicador: Proporción madera muerta	1,0	10,0	8,0	10,0	0,0	10,0
Criterio: Microhábitats	5,0	5,0	6,0	6,0	6,0	4,0
Indicador: Microhábitats	5,0	5,0	6,0	6,0	6,0	4,0
Criterio: Dinámica	5,0	5,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Indicador: Fases silvogenéticas	5,0	5,0	3,0	3,0	3,0	3,0

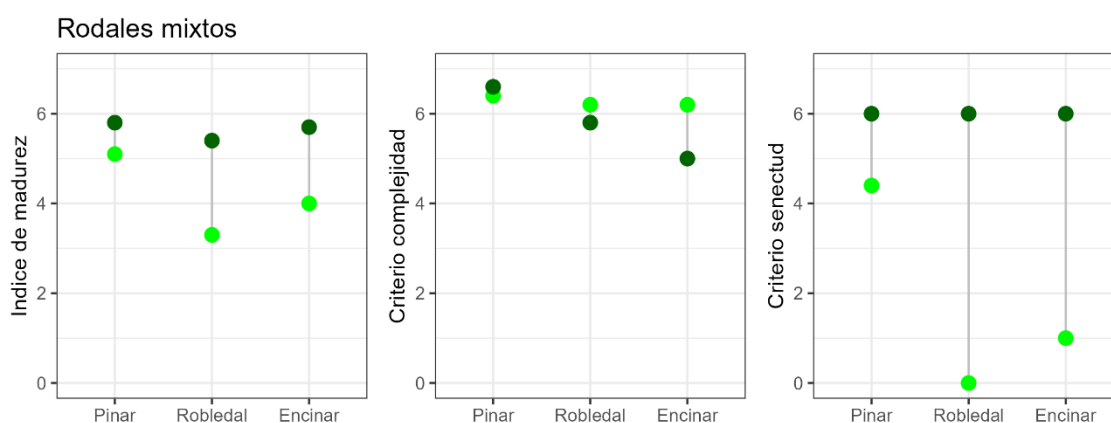


Figura 37. Cambios en los valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales mixtos con gestión de preparación a dinámica natural. Verde claro: valores ante de la actuación, verde oscuro: valores a final de proyecto.

3.5. Rodales de referencia a evolución libre

Para los rodales de evolución libre la madurez se ha evaluado una sola vez al principio del proyecto en otoño de 2019 porque no se esperaban cambios significativos en los 5 años de duración del proyecto.

Los valores de madurez de cuatro de los seis rodales son bajos, por debajo de 4 sobre 10. Únicamente los rodales mixtos de encinar (ENQim) y de roble (ENQhm) tienen valores por encima de 4, y se pueden considerar premaduros o al menos con algunos elementos propios de la madurez (tabla 13, figura 38 y 39). En cuanto al criterio de complejidad estructural todos los rodales presentan valores por encima de 4 y destaca el robledal mixto: 6 sobre 10 y el robledal puro y el pinar mixto con valores por encima de 5. Los valores de senectud son bajos en cinco de los seis rodales, la única excepción es el encinar mixto con un valor de senectud de 5 que es debido a la abundancia de madera muerta de grandes dimensiones. Le sigue el robledal mixto con un valor de senectud de 3,2 y que es consecuencia del número de pies excepcionales encontrados en el rodal.

Tabla 13. Valor global de madurez y parcial (criterios e indicadores) en los rodales puros y mixtos a evolución natural. Todos los valores pueden variar entre 0 y 10.

	Evolución Natural					
	Puro			Mixto		
	Encinar ENQip	Pinar ENPhp	Robledal ENQhp	Encinar ENQim	Pinar ENPhm	Robledal ENQhm
Madurez	3,7	3,3	3,5	4,2	3,4	4,2
Criterio: Composición	8	10	10	10	10	10
Indicador: Especies	8	10	10	10	10	10
Criterio: Complejidad	4,8	4	5,4	4	5,6	6
Indicador: Área basal	2	0	7	0	8	6
Indicador: Estructura vertical	10	7	10	10	7	10

Indicador: Clases diamétricas	1	3	0	0	3	2
Criterio: Senectud	2,4	2,2	1,6	5	1,6	3,2
Indicador: Pies excepcionales	0	0	1	0	1	7
Indicador: Madera muerta	4	3	2	5	2	2
Indicador: Proporción madera muerta	4	4	2	10	2	0
Criterio: Microhábitats	7	5	6	5	5	5
Indicador: Microhábitats	7	5	6	5	5	5
Criterio: Dinámica	2	2	2	1	2	2
Indicador: Fases silvogenéticas	2	2	2	1	2	2

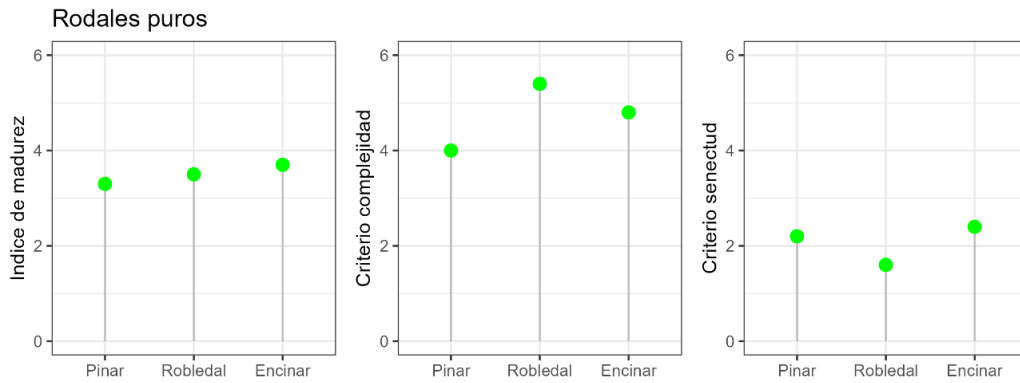


Figura 38. Valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales puros a evolución natural.

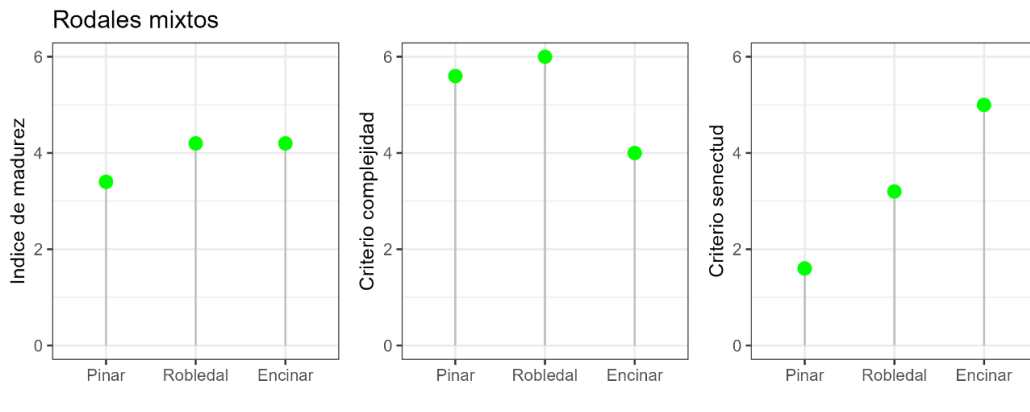


Figura 39. Valores de madurez, complejidad y senectud en los rodales mixtos a evolución natural.

4. Evaluación de los árboles anillados. Acción C4

Dado que en los rodales de preparación a dinámica natural (acción C4) se cortaron o anillaron un número elevado de pies se hizo un seguimiento de su estado a final de proyecto (junio de 2023), transcurridos dos períodos vegetativos enteros post-actuación. El objetivo de dicho seguimiento era poder sacar conclusiones por especies de distintos aspectos como: la tasa de mortalidad, capacidad de rebrote y grado de decaimiento y defoliación de los árboles anillados, grado de descomposición de la madera muerta cortada y, presencia de dendromicrohábitats (DMH) tanto en los pies anillados como en los cortados.

Para ello, en junio de 2023, se hizo un muestreo recorriendo los 6 rodales de la acción C4 visitando cada uno de los pies que fueron cortados o anillados durante la actuación realizada en febrero de 2020 (Anexo). Para cada pie se anotaba la especie el diámetro del anillado o a la corta y la altura en la que se realizó. Adicionalmente, para los pies anillados se anotaba si se había roto, si seguía vivo el grado de decaimiento o de defoliación en una escala del 0 al 100%. Para los pies cortados se anotaba el grado de descomposición y la abundancia de rebrotes en una escala de 0 a 5. Finalmente, para ambos casos, se anotaba si había presencia de dendromicrohábitats, la abundancia y el tipo.

Para el conjunto de rodales el número de pies anillados fue de 243 y el número de pies cortados fue de 360. En la tabla 14 y 15 se muestra un resumen de los pies anillados o cortados por especies en cada rodal de la acción C4. En el rodal de la Font Gropa (GNQhp) se cortaron o anillaron varios pies de especies arbóreas exóticas y en la mayoría de casos invasoras de las especies: *Acer pseudoplatanus*, *Aesculus hippocastanum*, *Laurus nobilis*, *Pittosporun tobira*, *Pyracantha* sp., *Robinia pseudoacacia*, *Tilia platyphyllos*.

Tabla 14. Pies anillados, estado y abundancia de DMH por especie y por rodal de preparación a dinámica natural.

Rodal	Especie principal	Tipo de bosque	Especie anillada	% muertos	% con DMH	Abundancia DMH	Nº anillados
GNPhp	<i>Pinus halepensis</i>	Puro	<i>Pinus halepensis</i>	59.1	56,8	1,09	44
			<i>Pinus pinea</i>	100.0	100,0	3,67	3
			<i>Quercus ilex</i>	50.0	0,0	0,00	2
GNQhp	<i>Quercus pubescens</i>	Puro	<i>Acer pseudoplatanus</i>	80.0	20,0	0,20	5
			<i>Pinus halepensis</i>	87.5	87,5	2,38	8
			<i>Pinus pinea</i>	66.7	100,0	2,33	3
			<i>Quercus ilex</i>	41.7	25,0	0,25	12
			<i>Quercus pubescens</i>	88.2	29,4	0,35	17
GNQip	<i>Quercus ilex</i>	Puro	<i>Pinus pinea</i>	84.6	80,8	1,35	26
			<i>Quercus ilex</i>	20.7	31,0	0,31	29
GNPhm	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto	<i>Pinus halepensis</i>	47.1	47,1	0,76	17
			<i>Quercus ilex</i>	62.5	12,5	0,13	8
			<i>Quercus pubescens</i>	100.0	0,0	0,00	1

GNQhm	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto	<i>Pinus pinea</i>	0.0	100,0	1,00	1
			<i>Pinus sylvestris</i>	73.0	70,3	1,08	37
			<i>Quercus ilex</i>	16.7	58,3	0,67	12
			<i>Quercus pubescens</i>	61.5	15,4	0,15	13
GNQim	<i>Quercus ilex</i>	Mixto	<i>Pinus halepensis</i>	72.0	68,0	1,88	25
		Mixto	<i>Quercus ilex</i>	68.4	68,4	1,05	19

Tabla 15. Pies cortados, estado de descomposición y abundancia de DMH por especie y por rodal de preparación a dinámica natural.

Rodal	Especie principal	Tipo de bosque	Especie cortada	Descomposición		Abundancia DMH	Nº cortados
				Grado 1	Grado 2		
GNPhp	<i>Pinus halepensis</i>	Puro	<i>Pinus halepensis</i>	90,3	9,7	0,92	62
			<i>Pinus pinea</i>	50,0	50,0	0,00	2
			<i>Quercus ilex</i>	33,3	66,7	1,00	6
GNQhp	<i>Quercus pubescens</i>	Puro	<i>Acer pseudoplatanus</i>	45,5	54,5	1,64	11
			<i>Aesculus hippocastanum</i>	100,0	0,0	2,00	2
			<i>Laurus nobilis</i>	100,0	0,0	0,00	2
			<i>Pinus halepensis</i>	75,0	25,0	2,13	8
			<i>Pinus pinea</i>	100,0	0,0	2,00	2
			<i>Pittosporum tobira</i>	100,0	0,0	0,00	6
			<i>Pyracantha sp.</i>	0,0	100,0	0,00	1
			<i>Quercus ilex</i>	66,7	33,3	0,48	27
			<i>Quercus pubescens</i>	87,0	8,7	0,43	23
			<i>Robinia pseudoacacia</i>	91,7	0,0	0,00	12
			<i>Sorbus sp.</i>	100,0	0,0	0,00	1
GNQip	<i>Quercus ilex</i>	Puro	<i>Pinus pinea</i>	100,0	0,0	2,00	6
			<i>Quercus ilex</i>	66,7	31,7	0,92	60
GNPhm	<i>Pinus halepensis</i>	Mixto	<i>Pinus halepensis</i>	74,1	22,2	0,96	27
			<i>Quercus ilex</i>	50,0	50,0	0,50	16
GNQhm	<i>Quercus pubescens</i>	Mixto	<i>Pinus sylvestris</i>	13,6	86,4	1,05	22
			<i>Quercus ilex</i>	93,3	6,7	0,43	30
			<i>Quercus pubescens</i>	68,6	31,4	0,20	35
GNQim	<i>Quercus ilex</i>	Mixto	<i>Pinus halepensis</i>	90,0	0,0	1,20	10
			<i>Quercus ilex</i>	66,7	33,3	0,90	30
			<i>Quercus pubescens</i>	50,0	0,0	0,00	2

De media, el diámetro normal de los pies anillados de coníferas fue superior al de las frondosas (tabla 16). De media, entre las coníferas el valor más bajo fue de 33,2 y el más alto de 44,5. Entre las frondosas el valor medio es de 22,6 cm para encina y 26,4 cm para los robles. La altura del anillado fue de media superior a los 50 cm.

Tabla 16. Media y desviación estándar del diámetro normal (cm) y la altura (m) por especies en el que se ha realizado el anillado.

Especie	Pies anillados				Número
	Diámetro del tronco (cm)		Altura del anillado (m)		
	Media	Error. Std.	Media	Error. Std.	
<i>Pinus halepensis</i>	33,2	9,74	0,74	0,74	94
<i>Pinus pinea</i>	44,6	6,98	0,63	0,63	33
<i>Pinus sylvestris</i>	41,7	8,27	0,75	0,75	37
<i>Quercus ilex</i>	22,3	7,35	0,67	0,67	82
<i>Quercus pubescens</i>	26,6	6,90	0,59	0,59	31

De media, el diámetro normal de los pies cortados de coníferas fue superior al de las frondosas (tabla 17). De media, entre las coníferas el valor más bajo fue de 32,3 y el más alto de 46,1. Entre las frondosas el valor medio es de 20 cm para la encina y 27,5 cm para los robles. La altura de corta fue de media igual o superior a 60 cm.

Tabla 17. Media y desviación estándar del diámetro y altura por especies en el que se ha realizado la corta.

Especie	Pies cortados				Número
	Diámetro del tronco (cm)		Altura de corta (m)		
	Media	Error Std.	Media	Error Std.	
<i>Pinus halepensis</i>	32,3	0,08	0,72	0,001	107
<i>Pinus pinea</i>	46,1	0,48	0,67	0,015	10
<i>Pinus sylvestris</i>	37,0	0,56	0,69	0,011	22
<i>Quercus ilex</i>	19,7	0,04	0,79	0,002	169
<i>Quercus pubescens</i>	26,4	0,13	0,66	0,004	60

Algo más del 60% de los pies anillados resultaron muertos después de 2,5 años posteriores a la actuación (tabla 18). Mientras que para las coníferas la tasa de mortalidad ha sido del 70% para las frondosas no ha superado el 50%. El porcentaje más bajo es para la encina, solo el 40% de los pies han muerto y ha sido especialmente bajo en el encinar puro y en el robledal mixto. Es de destacar también que ha habido un porcentaje nada despreciable de pies anillados que se rompieron, especialmente de pino carrasco (27%) y de encina (7%). El porcentaje de defoliación de los pies que todavía no están muertos es elevado con porcentajes un poco más altos en frondosas que en coníferas, lo cual, puede indicar que algunos pies se puedan ir muriendo en los próximos años. Aun así, se considera que la tasa de mortalidad y de defoliación ha sido elevada en parte debido a la sequía de los años 2021, 2022 y parte del 2023.

Tabla 18. Porcentaje de pies anillados rotos, vivos y muertos y valor medio de defoliación o decaimiento.

Especie	Pies anillados					Nº
	% de pies			% medio de		
	Rotos	Vivos	Muertos	Defoliación	Decaimiento	
<i>Pinus halepensis</i>	26,6	29,8	62,8	32,1	7,1	94
<i>Pinus pinea</i>	0,0	18,2	81,8	28,3	21,7	33
<i>Pinus sylvestris</i>	0,0	27,0	73,0	32,5	16,5	37
<i>Quercus ilex</i>	6,1	61,0	39,0	58,5	29,1	82
<i>Quercus pubescens</i>	0,0	22,6	77,4	72,1	17,5	31
Coníferas	15,2	26,8	68,9			164
Fronchosas	4,4	50,4	49,6			113
Total	10,8	36,5	61,0			277

Existen diferencias importantes en cuanto a grado de descomposición entre especies (tabla 19). Los datos muestran que la tasa de descomposición de pino silvestre es mucho más rápida que la de las otras especies. Las tasas de descomposición más bajas corresponden a pino carrasco y a pino piñonero. Las frondosas muestran tasas de descomposición intermedias y, entre estas, la encina muestra tasas de descomposición más rápidas que el roble, en parte podría estar relacionado con el hecho que el tamaño medio de los pies cortados de encina es inferior a la de los robles.

Los tocones de encina muestran una capacidad de rebrote mucho más elevada que la de los robles, aun así, ambas rebrotan con bastante vigor. Dado que se trata de bosques con un dosel cerrado es de esperar que el rebrote pierda vitalidad con el tiempo. Como conclusión, y solo para las frondosas, no es necesario cortar los pies a más de 50 cm del suelo porque no es posible obtener madera muerta en pie de los tocones.

Tabla 19. Porcentaje de pies cortados según el grado de descomposición y porcentaje de pies según abundancia de rebrotes. El valor medio incluye los pies sin presencia de DMH.

Especie	Pies cortados					Nº
	Grado de descomposición (% de pies)		Capacidad de rebrote (% de pies)			
	Grado 1	Grado 2	Sin rebrote	Poco abundante	Muy abundante	
<i>Pinus halepensis</i>	85,0	13,1	-	-	-	107
<i>Pinus pinea</i>	90,0	10,0	-	-	-	10
<i>Pinus sylvestris</i>	13,6	86,4	-	-	-	22
<i>Quercus ilex</i>	68,6	30,8	10,7	33,1	56,2	169
<i>Quercus pubescens</i>	75,0	21,7	40,0	31,7	28,3	60
Coníferas	74,1	24,5	-	-	-	139
Fronosas	70,3	28,4	18,3	32,8	48,9	229
Total	71,7	26,9	-	-	-	368

A excepción de los robles, el porcentaje de pies anillados con microhábitats (tabla 20) es muy parecido al porcentaje de pies muertos (tabla 18), de lo que se deduce que la aparición de DMH en pies anillados ha sido muy rápida. El número medio de DMH por pie es superior en coníferas que en frondosas y es particularmente bajo en robles. Para los pies cortados los resultados son muy similares, porcentaje de pies con DMH y valores medios por pie más elevados en coníferas que en frondosas. De igual manera, los robles son los que presentan los valores más bajos.

Tabla 20. Porcentaje de pies con presencia de dendromicrohábitats (DMH) y número medio de DMH por pie en pies anillados o cortados.

Especie	Pies anillados			Pies cortados		
	% de pies con DMH	Nº medio de DMH	Nº anillados	% de pies con DMH	Nº medio de DMH	Nº cortados
<i>Pinus halepensis</i>	60,6	1,35	94	78,5	1,05	107
<i>Pinus pinea</i>	84,8	1,64	33	80,0	1,60	10
<i>Pinus sylvestris</i>	70,3	1,08	37	86,4	1,05	22
<i>Quercus ilex</i>	40,2	0,50	82	59,8	0,72	169
<i>Quercus pubescens</i>	22,6	0,26	31	25,0	0,28	60
Coníferas	67,7		164	79,9		139
Fronosas	35,4		113	50,7		229
Total	54,5		277	61,7		368

5. Evaluación del impacto de los tratamientos sobre los grupos taxonómicos

En este capítulo se describen los resultados del seguimiento de bioindicadores directos (grupos taxonómicos y grupos funcionales dentro de cada grupo taxonómico). Incluye la respuesta de los bioindicadores antes/después de los tratamientos silvícolas, la descripción sucinta de las comunidades de organismos y su distribución por hábitats, y la relación de los bioindicadores con las variables estructurales, en especial aquellas más influenciadas por la gestión a escala de rodal. Estos resultados no solo permiten evaluar la respuesta de los indicadores directos de biodiversidad a los tratamientos efectuados, sino que permiten incrementar el conocimiento de la relación de los bioindicadores directos con la gestión en bosques mediterráneos/submediterráneos, con lo cual pueden servir de apoyo en la elaboración de orientaciones de gestión.

Dicho esto, debe tenerse en cuenta que los resultados obtenidos están supeditados a la variabilidad en estructura de los rodales tomados como demostrativos de los distintos modelos de gestión y al tamaño muestral disponible. En conjunto, se trataba de 24 rodales de unas 8 hectáreas, donde se podían emplazar un número discreto de estaciones de seguimiento de indicadores biológicos (entre una y tres por rodal en función del bioindicador, más otra de control). Dado el tamaño muestral discreto y las relaciones complejas y multivariantes que se establecen entre la gran variedad de bioindicadores directos, deben tomarse los datos obtenidos con cautela. Un mayor tamaño muestral y unos mayores gradientes de heterogeneidad en elementos clave como las densidades de árboles grandes, el volumen de madera muerta o la estratificación vertical de la vegetación podrían ajustar mejor a la realidad las correlaciones y modelos de selección de variables estructurales obtenidos. Sin embargo, a pesar de no haberse planteado un diseño experimental con este objetivo (la selección de hábitats y rodales se realizaba por su representatividad como ejemplos demostrativos), los resultados para testar el efecto de los tratamientos seguramente se ajustan a la realidad, se ha conseguido caracterizar las comunidades de organismos con una precisión aceptable y, además, se han hallado correlaciones interesantes entre variables estructurales y bioindicadores directos.

En líneas generales no se han detectado diferencias significativas en la riqueza y abundancia de organismos bioindicadores antes y después de los tratamientos. Como se comentará, este resultado probablemente esté condicionado por la intensidad moderada de las cortas efectuadas. Para ayudar a la interpretación de los resultados, en especial el análisis antes/después de los tratamientos, debe tenerse en cuenta que los años 2021 y 2022 han sido especialmente secos en Cataluña (483 y 435 mm respectivamente de precipitación media anual; 2022 fue el año más seco registrado desde 1950). Son unos valores algo inferiores con respecto

al muestreo pretratamiento (2019), que también fue seco (504 mm de precipitación media anual), mientras el 2020 (755 mm) se situó en la media correspondiente a las zonas pluviométricas donde se emplazan la mayor parte de rodales (600-800 mm).



Figura 40. Estación de muestreo y *Ctenidium molluscum*. Foto: Miquel Jover.

5.1. Impacto sobre las comunidades de los grupos taxonómicos

Los resultados se han agrupado por tipo de hábitat. Al haber un solo rodal por modelo de gestión y por hábitat, se han agrupado todos los tratamientos para obtener un tamaño muestral suficientemente significativo. Los resultados del análisis BACI (*Before-After-Control-Impact*) se muestran por tipo de hábitat, agrupando las masas mixtas en uno de estos tres hábitats: encinar, robledal y pinar de pino carrasco, asignándolos a uno u otro en función de la proporción dominante de área basal de cada rodal de masa mixta. De este modo se incrementaba algo más el tamaño muestral. En líneas generales, no se han encontrado diferencias significativas antes/después de los tratamientos silvícolas en la riqueza o abundancia de organismos indicadores. Las diferencias que pueden observarse en las figuras siguientes, según grupo bioindicador, pueden apuntar alguna tendencia en los casos en que las parcelas control (sin tratamiento) se mantienen estables en los dos muestreos (antes/después). En otros casos, se observa una variación antes/después tanto en parcelas actuadas como en los controles, lo cual muy probablemente indica que la variación en las abundancias o riqueza específica media entre años pueda deberse a factores ambientales externos a los tratamientos, tales como la temperatura o la pluviometría, que puedan afectar a la productividad o supervivencia (plantas herbáceas anuales o plurianuales y hongos) o que hayan condicionado desplazamientos de dominios vitales de especies faunísticas (aves y murciélagos). En el caso concreto de los hongos, se han excluido de los análisis las especies de carpóforos efímeros, por constatar la irregularidad de su fructificación, muy dependiente de la pluviometría, como es bien conocido. Los resultados aquí representados corresponden a los hongos saproxílicos con

carpóforos permanentes. A continuación, se describen los resultados por grupo bioindicador.

Briófitos

En musgos y hepáticas no se observan cambios antes/después de los tratamientos. El ligero incremento de la media en la riqueza de especies y en las coberturas de briófitos en encinares y con una gran desviación de la media, así como en los pinares, no pueden tomarse como representativos (figura 41). El cambio en el control de robledales puede corresponder a un defecto de muestreo. En el caso de grupos funcionales tampoco se han conservado diferencias significativas (acompañadas generalmente por desviaciones típicas mayores). Estos grupos funcionales son las especies fotófilas, las higrófilas y las sensibles al impacto humano.

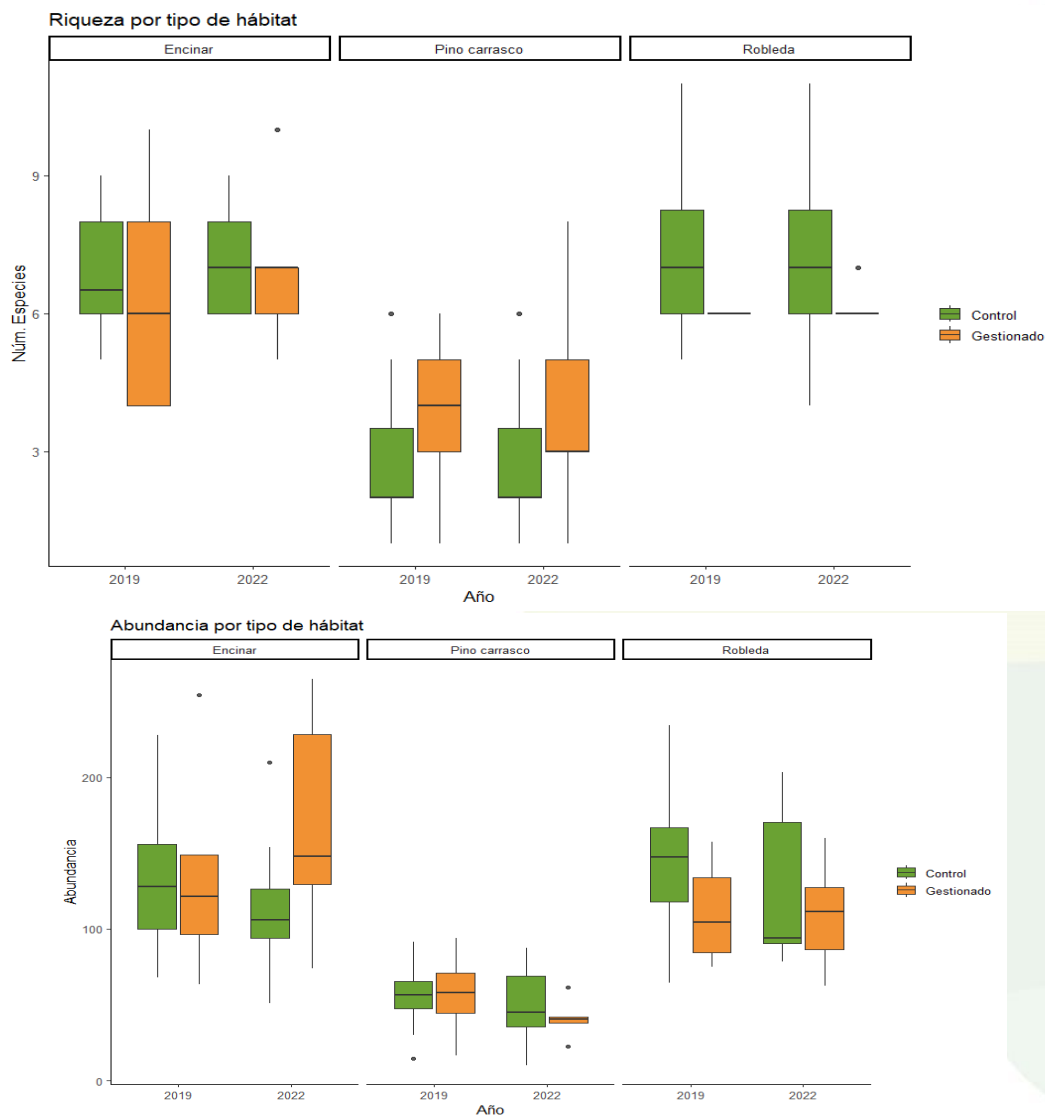


Figura 41. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de la cobertura (tomada como índice de abundancia) de briófitos (musgos y hepáticas) antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.



Figura 42. Tocón viejo de encina con varios rebrotes cubierto de musgos en un rodal del Life BIORGEST. Foto: J. Camprodon.

Flora vascular

En el análisis BACI muestra un ligero incremento de la riqueza específica de plantas vasculares en los 3 hábitats después de los tratamientos, con respecto a las parcelas control, excepto para robledales, donde los controles siguen la misma tendencia. Por el contrario, no se observan diferencias apreciables en la abundancia (figura 43). Los pinares de pino carrasco es donde se observa una mayor diferencia casi estadísticamente significativa. Este incremento de la riqueza puede ser debida a la llegada de semillas o la germinación del banco de semillas de especies no presentes o detectadas en los inventarios pretratamientos. La entrada de luz en el sotobosque a consecuencia de la apertura del dosel arbóreo se apunta como los factores causantes de esta respuesta. Corresponden a especies en su mayoría heliófilas: plantas de temperamento de luz o de media sombra), ya que el efecto se ve reforzado al analizar dichas especies. En los robledales se apunta una cierta tendencia -no significativa- también en las abundancias (figura 44). En los robledales la tendencia observada en parcelas experimentales y control puede estar influenciada por las diferencias de pluviometría entre 2019 (primavera seca) y 2022 (primavera menos seca) en las montañas donde se ubican los robledales.

Especies de flora vascular no heliófila

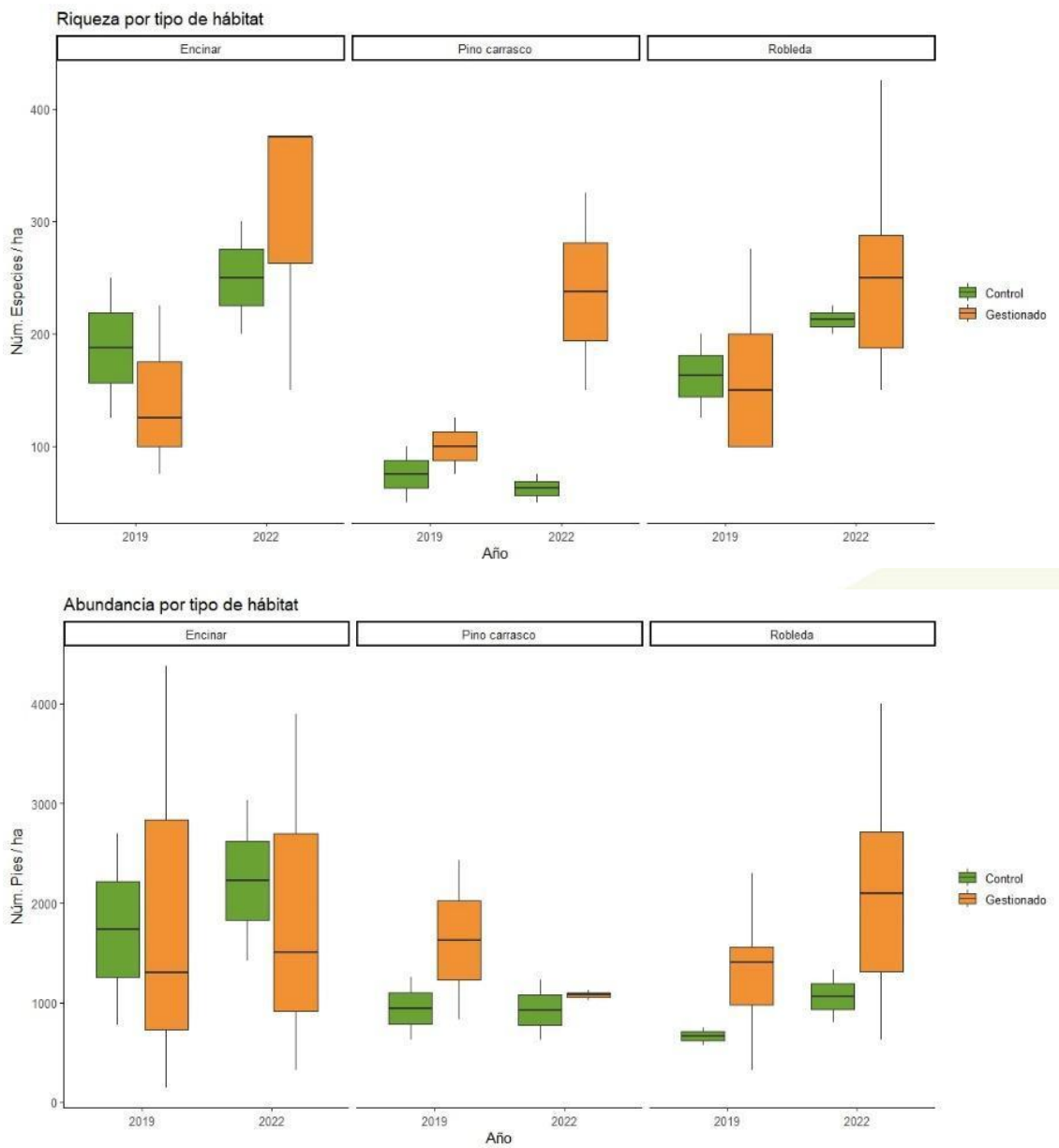


Figura 43. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de abundancia (número de pies) de plantas vasculares (helechos y fanerógamas) antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.

Plantas heliófilas

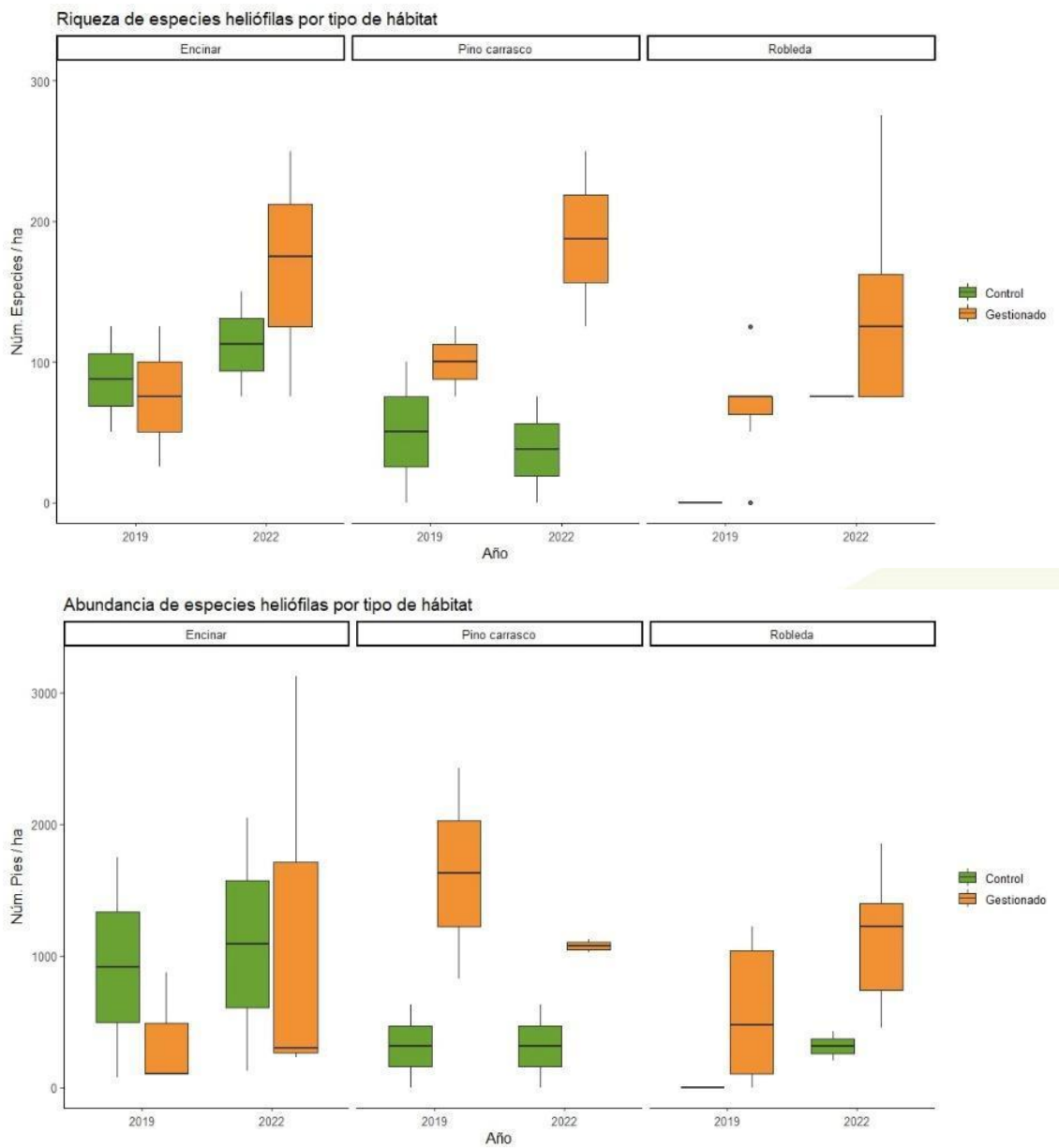


Figura 44. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de abundancia (número de pies) de plantas vasculares heliófilas (fanerógama herbáceas y arbustivas) antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.



Figura 45. *Asplenium onopteris* (foto *Aristides Martín*), *Ilex aquifolium* (foto *Jordi Camprodon*) y *Lonicera xylosteum* (foto *José Luís Iglesias*) especies nemorales inventariadas en los rodales BIORGEST.

Hongos saproxílicos

Los resultados no son estadísticamente significativos, pero sí que se observa un cierto descenso en el post en riqueza y abundancia, tanto en las parcelas actuadas como en los controles, excepto en los pinares, donde las medias de los controles se mantienen estables. La disponibilidad de agua es el factor más determinante para la fructificación y supervivencia de los hongos. Por consiguiente, habrá tenido un efecto sobre las diferencias pre y postratamientos, tanto en lo que concierne a las parcelas experimentales como en el control. En el caso de los encinares y robledales las diferencias en los controles son acusadas. Podría explicarse por un efecto local mayor de la sequía y/o por la presencia de especies más higrófilas y, por lo tanto, más sensibles al estrés hídrico.

El volumen de madera muerta generado, microhábitat para los hongos saproxílicos, aún era muy reciente en el muestreo post como para encontrar una respuesta significativa en la comunidad de hongos. Se espera que en los próximos años haya una colonización de esta madera muerta, en especial en los rodales donde se ha producido en mayor cantidad y tamaño de los árboles anillados o abatidos (seguimiento post-Life).

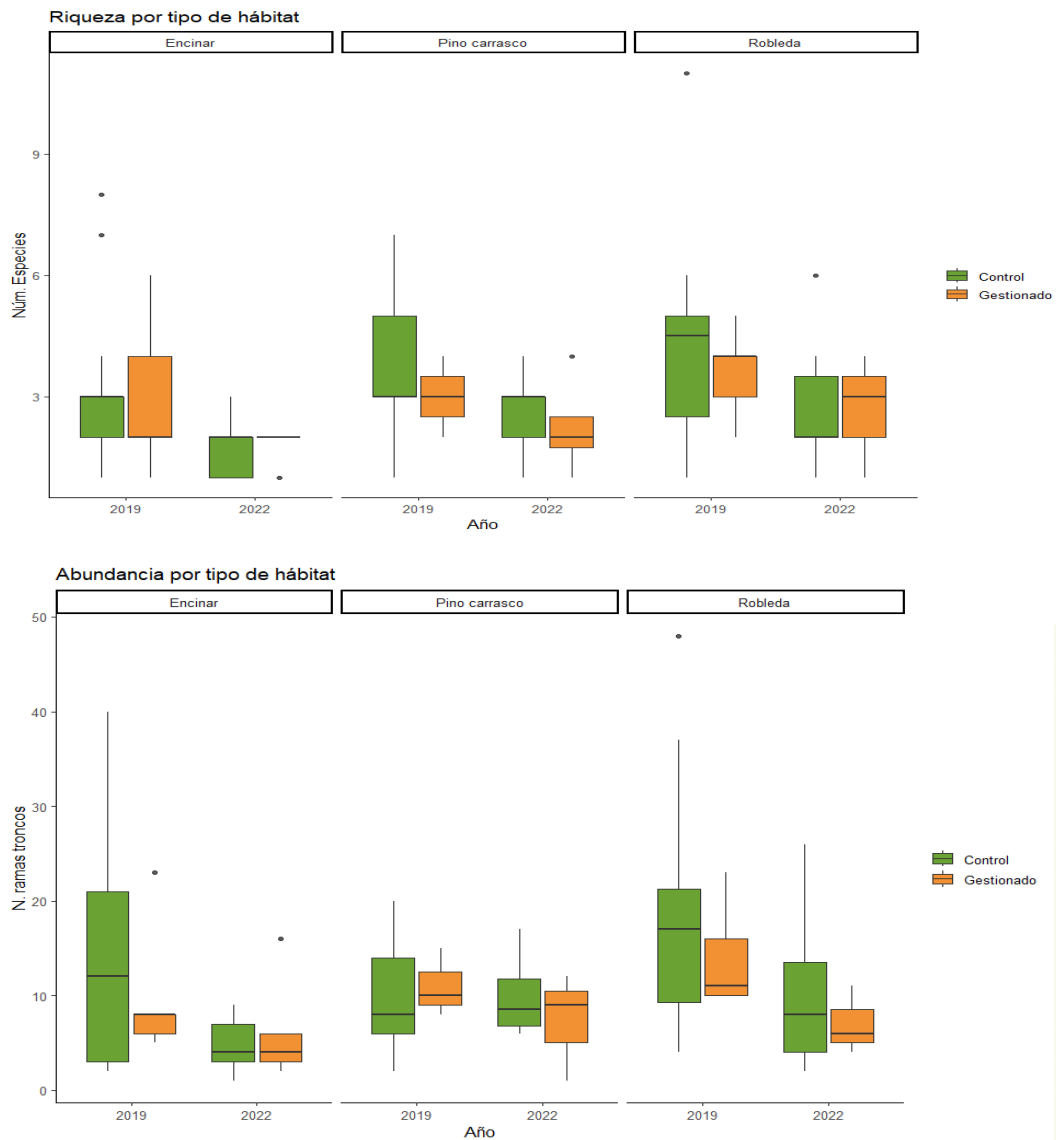


Figura 46. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de abundancia (número de troncos y ramas con carpóforos por parcela) de hongos saproxílicos antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.



Figura 47. Hongo saproxílico Fomitopsis pinicola en un tocón de pino. Foto: J. Camprodon.

Coleópteros saproxílicos

En el conjunto de los rodales en los que se han llevado a cabo actuaciones se han capturado 20.007 ejemplares de coleópteros de 390 especies (de 61 familias diferentes de O. Coleoptera) de los cuales 288 son saproxílicos. Los principales grupos funcionales de coleópteros saproxílicos son los xilófagos y los floeófagos/cambiumófagos, tanto es especies como en abundancia (figura 48). En menor abundancia también se han capturado ejemplares depredadores y comensalistas.

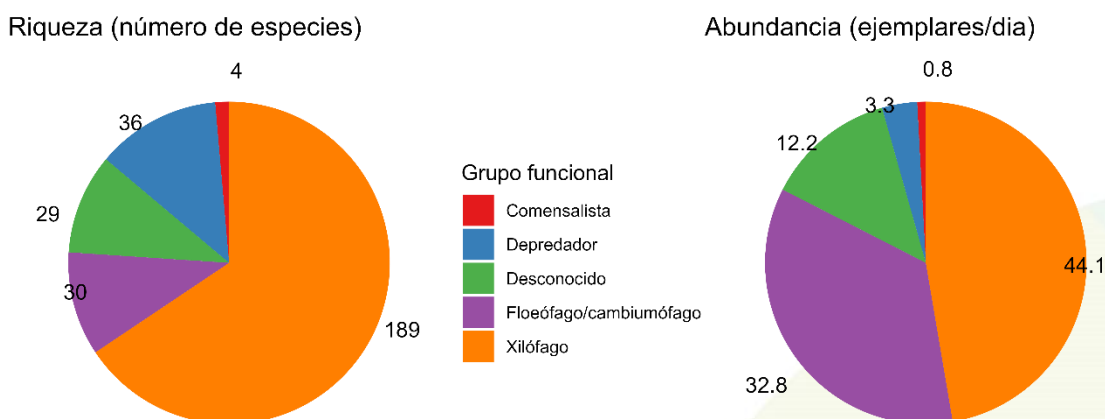
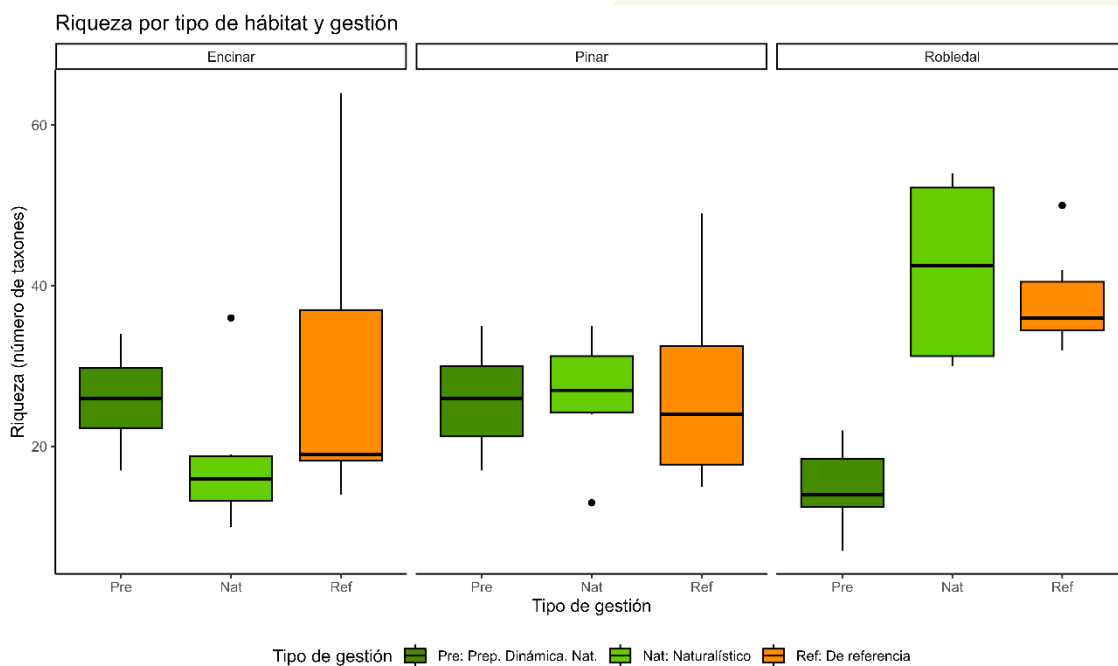


Figura 48. Riqueza y abundancia (ejemplares capturados por día) para cada grupo funcional de los coleópteros saproxílicos en el conjunto de los rodales muestreados.



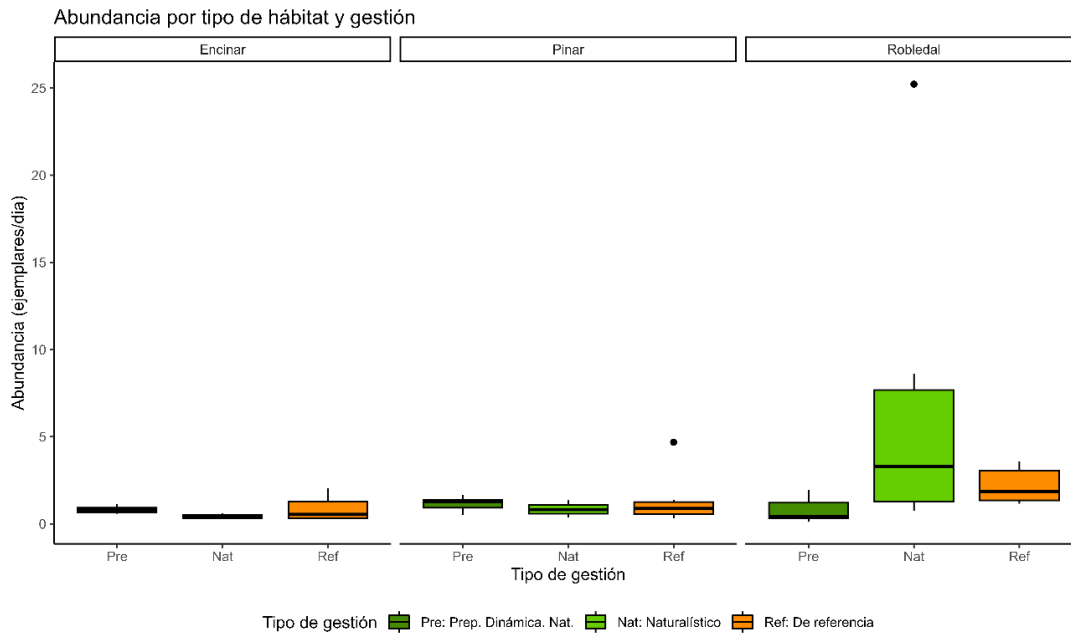


Figura 49. Gráficas boxplot de la riqueza específica media y de abundancia (de todos los ejemplares capturados por día) de coleópteros saproxílicos por los tratamientos y por tipos de hábitat.

La riqueza y abundancia de coleópteros saproxílicos por tipos de gestión se muestran en la figura 49. Las especies más abundantes en todos los rodales han sido *Xyleborinus saxeseni* y una especie del género *Xylosandrus* (aún por acabar de determinar la especie). Estas son especies floeófagas/cambiumófagas que han irrumpido, pero sin mostrar afectación en los árboles. Para mostrar mejor la relación de las abundancias de las especies en los diferentes rodales, en la figura 48 se ha excluido esta especie de la figura 50.

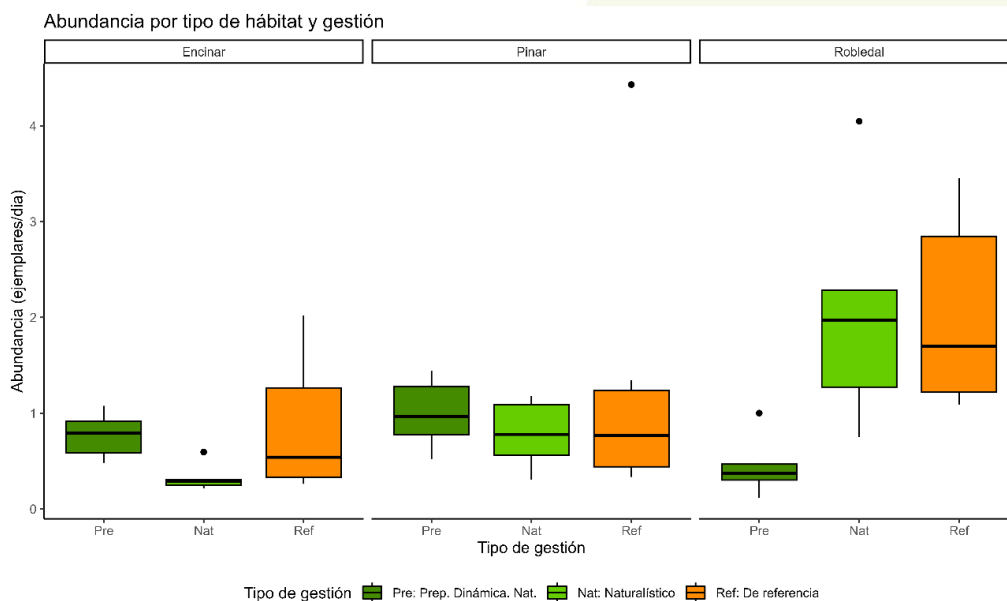


Figura 50. Gráficas boxplot de abundancia media (de todos los ejemplares capturados por día excepto *Xyleborinus saxeseni* y *Xylosandrus* sp.) de coleópteros saproxílicos por los tratamientos y por tipos de hábitat.

Tanto para la riqueza como en las abundancias no se muestra un patrón claro que relacione directamente estas variables con los diferentes tipos de actuaciones. Los invertebrados son un grupo taxonómico con relativa poca capacidad de dispersión y a veces muy con nichos muy específicos. En la figura 51 se muestra la riqueza de especies exclusivas para cada hábitat, que van del 21% los pinares, el 15% los encinares y el 17% los rodales de robles. Estos son datos parecidos a la cantidad de especies que comparten los tres hábitats, 60 especies (un 21%). Los encinares y los rodales comparten más especies entre ellos (17%) que cualquiera de estos hábitats con los pinares (5% en los dos casos).

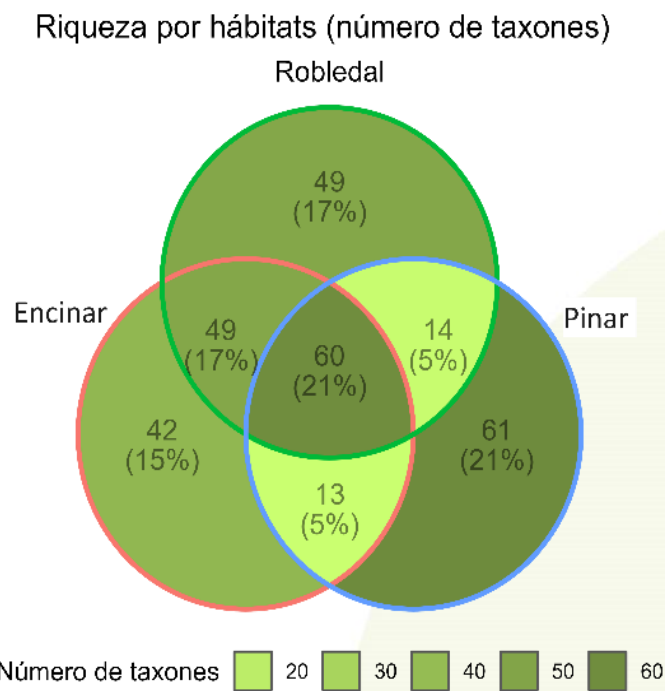


Figura 51. Diagrama de venn de la riqueza de especies por tipo de hábitat. Los valores en cada intersección indican el número de taxones compartidos entre hábitats dos a dos o los tres. También se indican el número de especies exclusivas para cada uno de ellos.

Aves

Las diferencias antes/después no son significativas y en algunos casos ocurren también entre los controles, tanto en riqueza como en abundancia. Las supuestas tendencias que se intuyen son opuestas según el tipo de hábitat: ligera disminución de la abundancia en frondosas y aumento más marcado en pinares. Las variaciones podrían ser debidas a nuevos territorios durante la nidificación de aves atraídas por la apertura del dosel en los pinares. Sin embargo, también puede interpretarse como variaciones interanuales en la distribución de territorios de aves nidificantes, junto con diferencias en la detección de aves que no estuvieran activas durante alguno de los censos y subestimasen los resultados, situaciones que explicaría también las diferencias en los controles en el caso de la abundancia en los robledales. Debe tenerse en cuenta que los años 2021 y 2022 han sido especialmente secos, con valores históricos de escasa pluviometría en primavera en las comarcas litorales y prelitorales catalanas, algo inferiores con respecto al muestreo pretratamiento (2019). Curiosamente, en los hongos también se ha observado una diferencia entre controles pre y post en los robledales. Dicha diferencia podría explicarse por un efecto más acusado de la pluviometría en estos rodales.

Las aves son sensibles a cambios intensos en la estructura forestal. En la evaluación de variables indirectas se ha constatado cómo los distintos modelos de gestión y tratamientos aplicados no han reportado cambios significativos antes/después en variables estructurales (figura 52). Por ejemplo, el área basal, a pesar de la reducción lógica de esta variable (figuras 2, 9 y 17) tras las cortas efectuadas o bien el aumento de madera muerta disponible en pie (figuras 5, 13 y 21). Estas variables estructurales influyen en la riqueza y/o abundancia de las aves, tal como se conoce por otros estudios y bibliografía y que también ha constatado el análisis sincrónico de los datos pretratamiento de este mismo proyecto. Por consiguiente, se estima que el cambio de estructura de los tratamientos adecuados en los rodales BIORGEST no tiene un efecto significativo sobre la comunidad de aves a causa de su intensidad moderada.

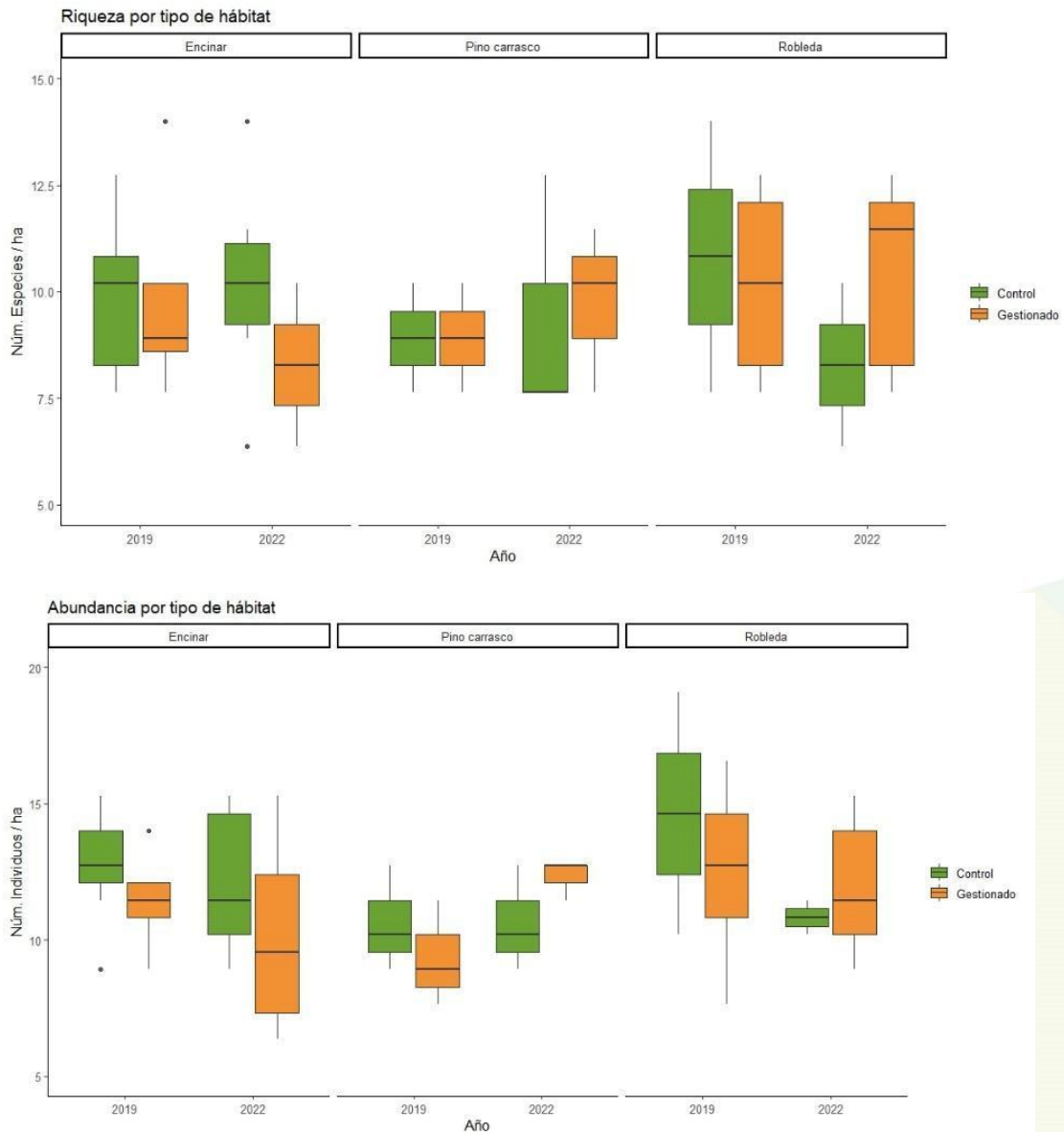


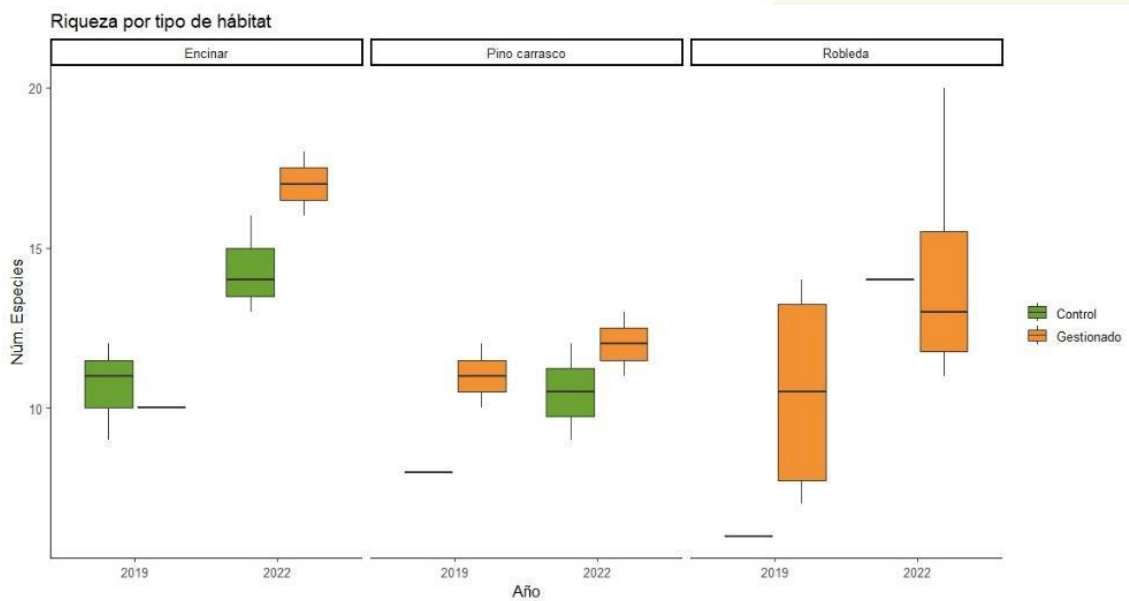
Figura 52. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de abundancia media de aves comunes antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.



Figura 53. Pico picapinos (*Dendrocopos major*). Foto: X. Florensa.

Quirópteros

El análisis no muestra diferencias significativas antes /después de los tratamientos con respecto a las estaciones control (figura 54). Las diferencias interanuales son acusadas en algunos casos, por ejemplo, en riqueza de especies en encinares. Pueden ser debidos a la acusada movilidad de los murciélagos. Las grabadoras de voces de ecolocalización se emplazaban exactamente en el mismo árbol en los dos años de muestreo y registraban los sonidos durante 7 noches consecutivas, con lo cual se obtenía una muestra muy representativa de la comunidad de murciélagos. Los murciélagos, tanto estrictamente arborícolas como generalistas (que utilizan otros refugios aparte de árboles, tales como cuevas y edificios) tienen dominios vitales amplios y gran movilidad, que puede variar entre días o semanas. Las estaciones de esfuerzo constante pueden captar en buena medida esta variabilidad, pero tienen un alcance de grabación limitado (entre 15 a 100 m según la potencia de los ultrasonidos de cada especie), con lo que también es posible que las diferencias estén en parte condicionadas por las limitaciones de detectabilidad del método de muestreo.



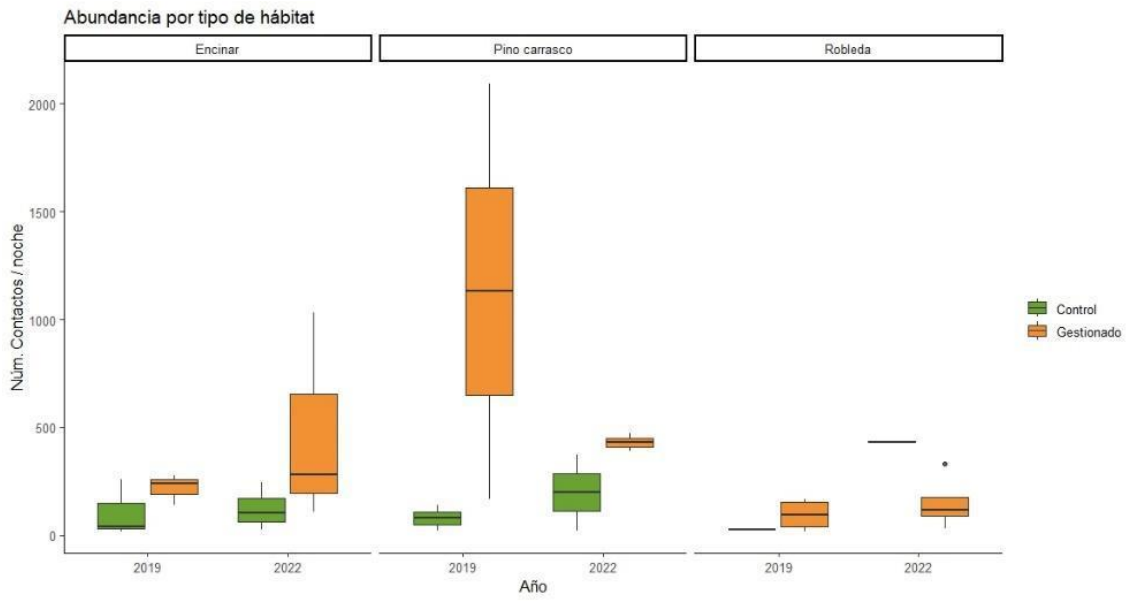


Figura 54. Análisis BACI entre la riqueza específica media y de número de contactos por especie o grupo fónico (tomada como índice de abundancia) de murciélagos antes y después de los tratamientos y por tipos de hábitat y en estaciones control.



Figura 55. Nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*), murciélago arborícola relativamente común que se refugia en cavidades en árbol. Foto: X. Florensa.

5.2. Diferencias de grupos taxonómicos por tipología de hábitats

En general no se han encontrado diferencias en riqueza específica media y abundancia media entre hábitats y grupos de organismos indicadores. Solo los pinares de pino carrasco muestran una menor riqueza y cobertura de briófitos epífitos, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas. Además, se observan diferencias significativas en la diversidad ecológica de murciélagos en los pinares con respecto a las frondosas. Estas diferencias no se manifiestan cuando se consideran solamente las especies de murciélagos arborícolas.

A continuación, se muestran los resultados de riqueza específica total por grupo taxonómico y la distribución de cada grupo por hábitat. Para facilitar los resultados se han simplificado las tipologías de hábitat reuniendo en una sola clase los bosques mixtos.

Briófitos

Se identificaron un total de 62 especies de briófitos, de los cuales 53 eran musgos y 9 hepáticas. Las especies más comunes (figura 56) han sido *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* (que ha aparecido en todas las parcelas), *Frullania dilatata*, *Radula complanata*, *Rhynchostegium confertum*, *Metzgeria furcata* y *Fissidens taxifolius*. No se halló ninguna especie singular, amenazada o que esté incluida en listas rojas. Un total de 8 especies de musgos acaparan más del 25% de frecuencia de aparición (figura 56), que se incrementan hasta 12 especies en el caso de los encinares. Por el contrario, los pinares puros son los menos diversos en número absoluto de especies (figura 57). El resto de las especies aparecen en baja frecuencia, lo que indica su escasez o rareza en los rodales del proyecto: 7 taxones fueron ocasionales, esto es, aparecieron en sólo 1 parcela o un solo árbol. Es bastante probable que, de haber aumentado el número de parcelas, el catálogo florístico se hubiera incrementado notablemente. Este dato tiene un importante valor de conservación, ya que indica que la preservación de la mayor parte de especies epífitas depende de la conservación de unos cuantos árboles por rodal.

La formación forestal donde se observaron más especies fueron los bosques mixtos de encina y roble pubescente, con 13,3 especies por parcelas de media, y los encinares litorales, con 12 taxones (tabla 21, figura 57). Por el contrario, los bosques con unos valores más pobres de riqueza fueron los pinares de pino carrasco de influencia litoral (6,1 especies) y las formaciones mixtas de pino carrasco y encina (7,1 taxones).

Por lo que respecta a la riqueza y abundancia medias por estación de muestreo, los pinares obtienen valores inferiores, casi estadísticamente significativos, con respecto a las frondosas (figura 56). En los pinares puros, la mayor parte de los pies muestreados no tuvieron ninguna especie de briófito, mientras que en algunos pies se encontraron solo entre 2 y 4 especies de musgo. Este resultado puede explicarse

por un lado por el tipo de sustrato y por las condiciones microclimáticas. Las quercíneas tienen una corteza rugosa y con poca tendencia a desprenderse, y sus troncos a menudo tienen concavidades e irregularidades que favorecen el mantenimiento de la humedad y la presencia de un poblamiento diverso de briófitos. En las pináceas, la corteza es mucho más lisa y con tendencia a desprenderse. Estos dos factores conjuntos hacen que la comunidad de epífitos de los pinos sea muy pobre, y casi siempre concentrada en su base, que es la parte más estable de todo el tronco y con frecuencia influenciada por las condiciones del suelo. De hecho, la especie encontrada con mayor frecuencia en las parcelas de pino carrasco es *Hypnum cupressiforme*, un musgo típico de suelos forestales y que a menudo sube por los primeros centímetros del tronco. Por otro lado, la humedad ambiental en los pinares mediterráneos es baja y hay una mayor insolación bajo copas, factores que tampoco favorecen a estos organismos asociados a ambientes húmedos de forma constante.

Para el conjunto de datos, los sustratos que mostraron mayores valores de riqueza taxonómica fueron los troncos y ramas de los árboles, con 6,1 especies de media. El resto de los sustratos mostraron unos valores bastante inferiores, siendo los suelos los que estaban en segundo lugar con 3 taxones por parcela de media, mientras que las rocas, la madera muerta y los taludes fueron los más pobres, con 1,8, 1,3 y 0,6 taxones respectivamente. En total, 31 especies se hallaron creciendo exclusivamente sobre un solo tipo de sustrato (tabla 22). De éstas, 10 fueron exclusivamente epífitas (p. e., *Cryphaea heteromalla*, *Syntrichia papillosa*), 9 se encontraron sólo sobre rocas (saxícolas, como *Tortula muralis*, *Grimmia orbicularis*, *G. pulvinata*) y 8 aparecieron sólo en los suelos. La madera muerta y los taludes tuvieron únicamente 2 especies exclusivas cada uno.

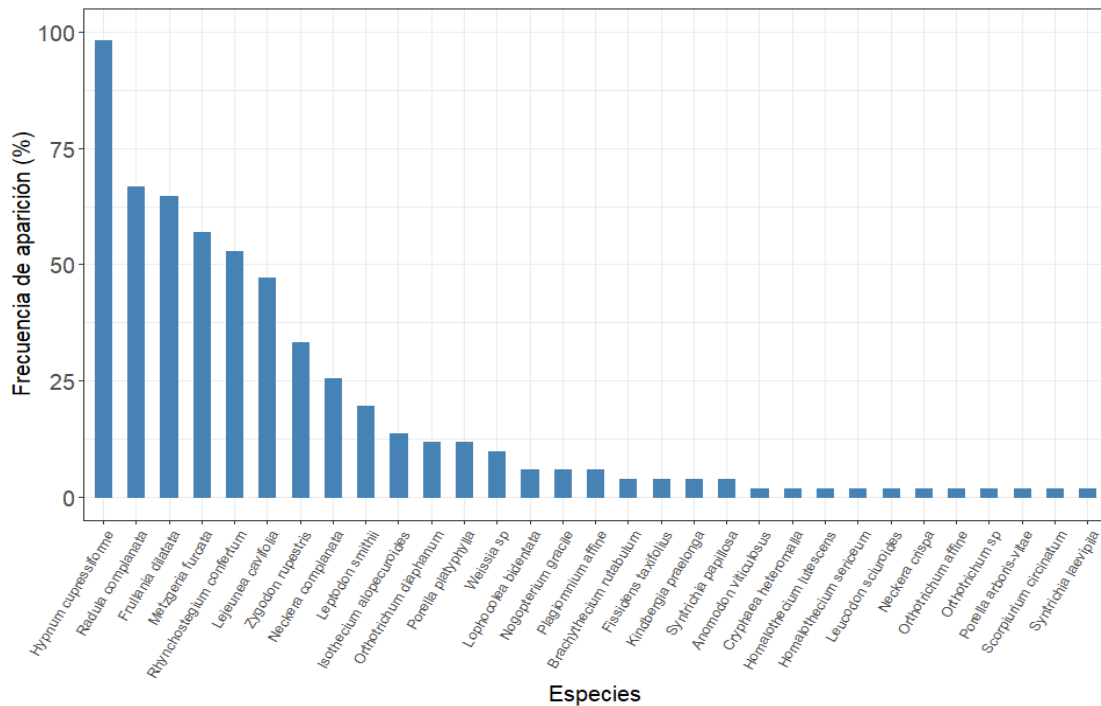


Figura 56. Frecuencia de aparición de briófitos en el total de parcelas del LIFE BIORGEST. No se representa la totalidad de especies raras.

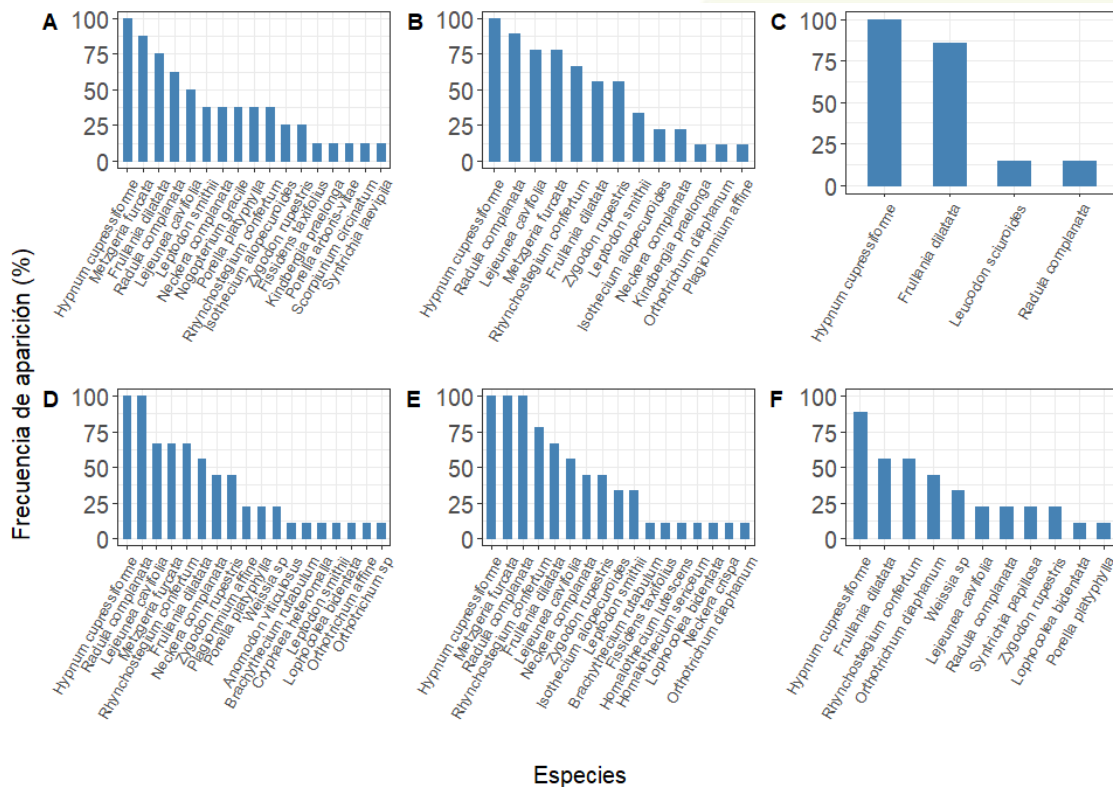


Figura 57. Frecuencia de aparición de especies de briófitos por tipos de hábitat. A: encinar puro; B: robleal puro; C: pinar pino carrasco puro; D: encinar mixto; E: robleal mixto; F: pinar pino carrasco mixto.

Tabla 21. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para los briófitos epífitos según tipo de hábitat.

Briófitos epífitos	N	Ab media	deAb	RE media	deR
Encinar puro	8	155,49	73,66	6,75	1,91
Bosque mixto	27	102,91	45,85	6,04	2,30
Pino carrasco puro	7	57,49	20,89	2,14	0,69
Robledal puro	9	127,11	54,65	6,33	1,12

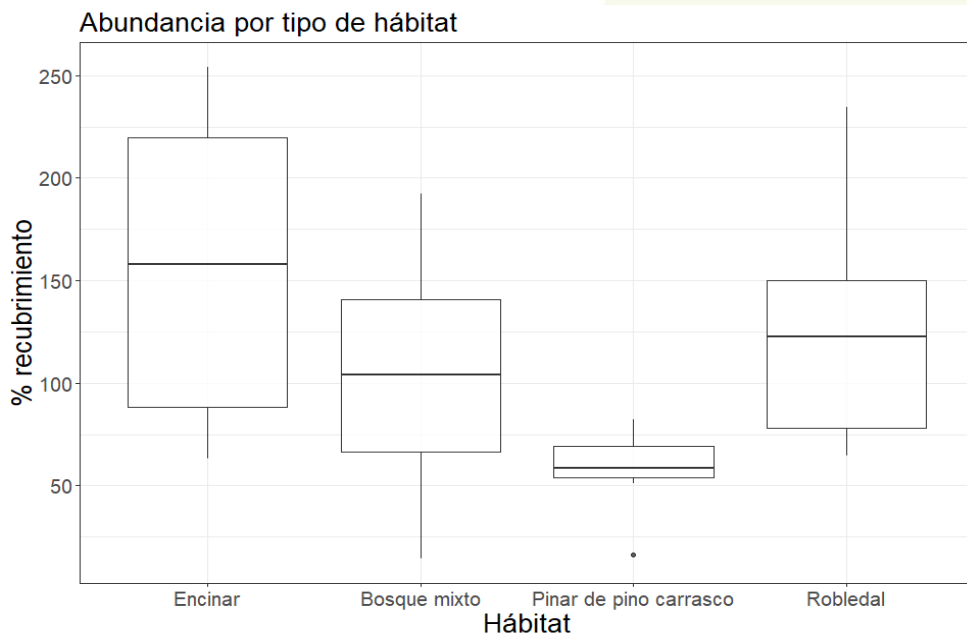
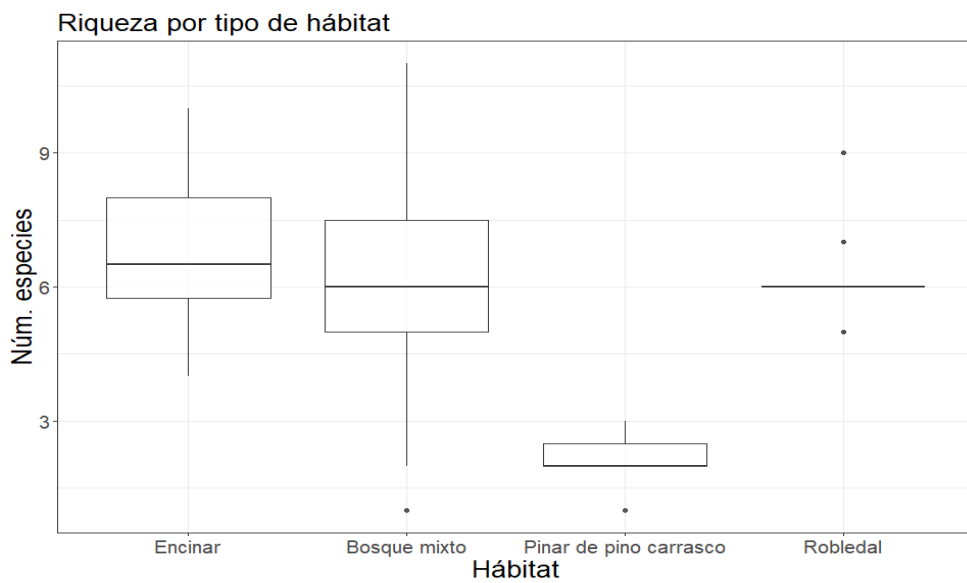


Figura 58. Medias y desviaciones estándar de la diversidad de briófitos (riqueza específica y abundancia) por tipos de hábitat. Se comprueban las asunciones para realizar la prueba ANOVA, que muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas entre hábitats.

Los valores de riqueza han sido inferiores a los encontrados por otros autores en bosques centroeuropeos. En estos bosques las condiciones climáticas húmedas favorecen en gran medida a las hepáticas, que llegan a ser el grupo dominante. En cambio, en los bosques muestreados en este trabajo las hepáticas no alcanzan el 20% del total de briófitos. Las condiciones climatológicas, relativamente secas en verano (a pesar de la presencia de nieblas en las cotas más elevadas del Montnegre y Sant Llorenç del Munt) deben limitar su desarrollo.

Tabla 22. Especies exclusivas de cada tipo de sustrato. Los números indican el número de parcelas en las que apareció cada especie.

	Epífita	Roca	Suelo	Madera muerta	Taludes
<i>Isoetecium alopecuroides</i>	9				
<i>Orthotrichum diaphanum</i>	6				
<i>Cryphaea heteromalla</i>	4				
<i>Syntrichia papillosa</i>	4				
<i>Leucodon sciuroides</i>	3				
<i>Neckera crispa</i>	3				
<i>Orthotrichum affine</i>	2				
<i>Zygodon forsteri</i>	2				
<i>Porella arboris-vitae</i>	1				
<i>Syntrichia laevipila</i>	1				
<i>Orthotrichum sp.</i>		3			
<i>Schistidium sp.</i>		2			
<i>Tortula muralis</i>		2			
<i>Ctenidium molluscum</i>		1			
<i>Frullania tamarisci</i>		1			
<i>Grimmia orbicularis</i>		1			
<i>Grimmia pulvinata</i>		1			
<i>Rhynchostegiella litorea</i>		1			
<i>Syntrichia intermedia</i>		1			
<i>Scleropodium purum</i>			14		
<i>Atrichum undulatum</i>			1		
<i>Bryum torquescens</i>			1		
<i>Eurhynchium crassinervium</i>			1		
<i>Eurhynchium pulchellum</i>			1		
<i>Thuidium recognitum</i>			1		
<i>Thuidium tamariscinum</i>			1		
<i>Weissia controversa</i>			1		
<i>Campylopus introflexus</i>				6	
<i>Bryum capillare</i>				1	
<i>Plagiochila porelloides</i>					1
<i>Trichostomum brachydontium</i>					1

En el caso concreto de la madera muerta, su poblamiento de briófitos mostró unos valores totales de riqueza muy bajos. Esto último puede atribuirse a dos razones: la primera, la baja cantidad de madera muerta que hay en los bosques analizados debido a que se trata de masas forestales jóvenes ya menudo gestionadas hasta tiempos recientes. En segundo lugar, las condiciones climatológicas no favorecen

que esta madera se mantenga húmeda buena parte del año, y por tanto no se puede mantener un poblamiento de briófitos especialistas de este sustrato, con especies como *Buxbaumia viridis*, *B. aphylla* o *Calypogeia suecica*, que sí están presentes en bosques subalpinos del Pirineo (Casas & Barrón 2003). De hecho, las especies que se encontraron sobre madera muerta eran compartidas con otros sustratos como por ejemplo los troncos vivos de árboles y arbustos, y que por similitudes en las características del sustrato también podrían crecer sobre madera muerta (*Hypnum cupressiforme*, *Frullania dilatata*, etc.).

Flora vascular

Se identificaron un total de 79 especies de plantas vasculares. Los taxones con una frecuencia de aparición superior al 20% en el pretratamiento (figura 59) han sido *Asplenium onopteris*, *Lonicera* sp., *Phyllirea media*, *Lonicera xylosteum*, *Ilex aquifolium* y *Prunus avium*, de los cuales *Lonicera* y *Phyllirea* son taxones de heliofilia media. La frecuencia de especies dominantes en el sotobosque varía según el hábitat (figura 59). A destacar la presencia de sólo especies nemorales (de interior de bosque) con más de 10% de frecuencia de aparición. En el postratamiento las especies más frecuentes han sido, por orden de aparición, *Ruscus aculeatus*, *Asplenium onopteris*, *Rubus ulmifolium*, *Phyllirea media*, *Lapsana communis*, *Lonicera* sp. y *Prunus avium*, de los cuales *Cistus*, *Rubus* y *Lapsana* son taxones de heliofilia alta y *Ruscus*, *Lonicera* y *Phyllirea* de heliofilia media.

Un gran número de especies aparecieron en menos de un 10% de las parcelas. No se halló ninguna especie singular, amenazada o que esté incluida en listas rojas. Es bastante probable que el catálogo florístico se hubiera incrementado notablemente, de haber aumentado el número de parcelas y el número de visitas, ya que el período vegetativo y de floración varía entre ellas a lo largo de la primavera y entre años dependiendo de las condiciones pluviométricas. Este dato indica que para hallar especies raras o amenazadas es necesario realizar inventarios en transectos exhaustivos a lo largo del rodal.

La formación forestal donde se observaron más especies fue el robledal, con 7,9 especies por parcela de media (tabla 23), pero sin diferencias significativas entre hábitats (figura 60). Las abundancias medias (número de pies por parcela) tampoco mostraron diferencias significativas entre formaciones (figura 60).

Tabla 23. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para la flora vascular según tipo de hábitat.

Flora vascular	N	Ab media	deAb	RE media	deRE
Encinar puro	5	91,40	68,30	4,80	2,77
Robledal	8	90,88	45,91	7,88	3,27
Pino carrasco puro	4	94,25	54,64	6,25	2,06
Bosque mixto	17	51,53	40,16	5,88	3,20

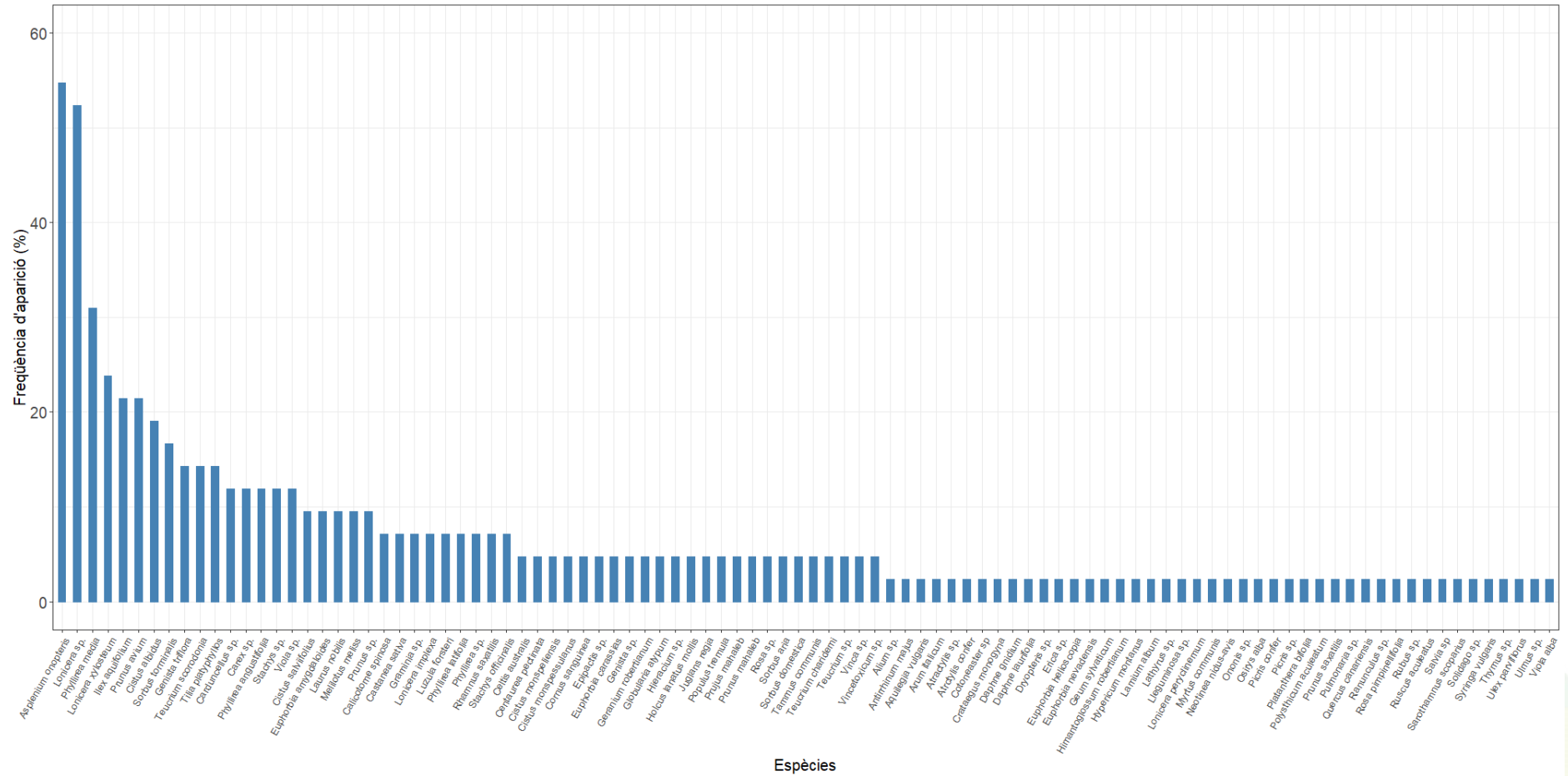


Figura 59. Frecuencia de aparición de plantas vasculares en el total de parcelas del LIFE BIORGEST. No se representa la totalidad de especies raras.

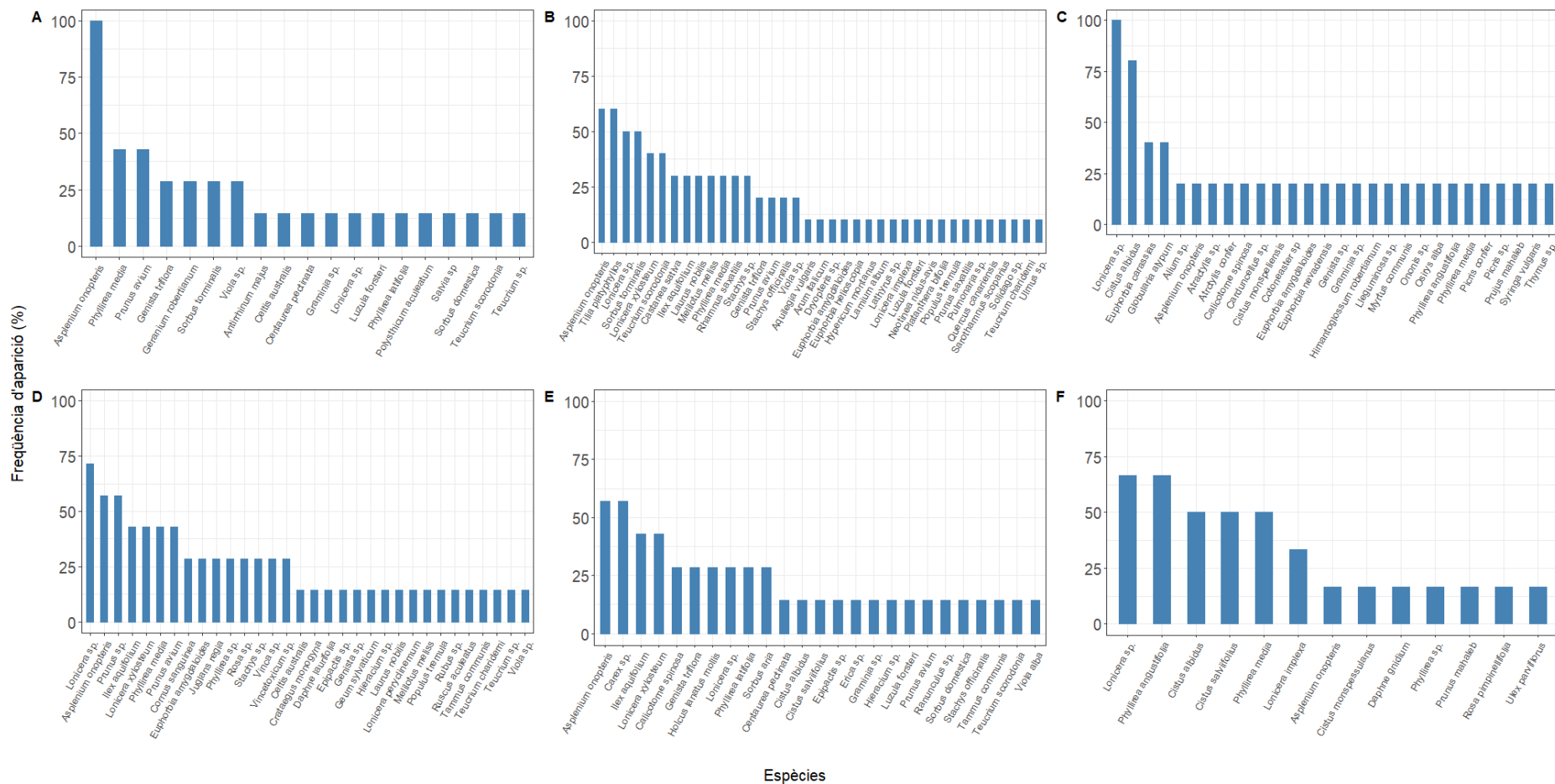


Figura 60. Frecuencia de aparición de especies de flora vascular por hábitat (A: encinar puro, B: robleal puro, C: pino carrasco puro, D: encinar mixto, E: robleal mixto y F: pinar mixto) durante los muestreos del PRE (2019)

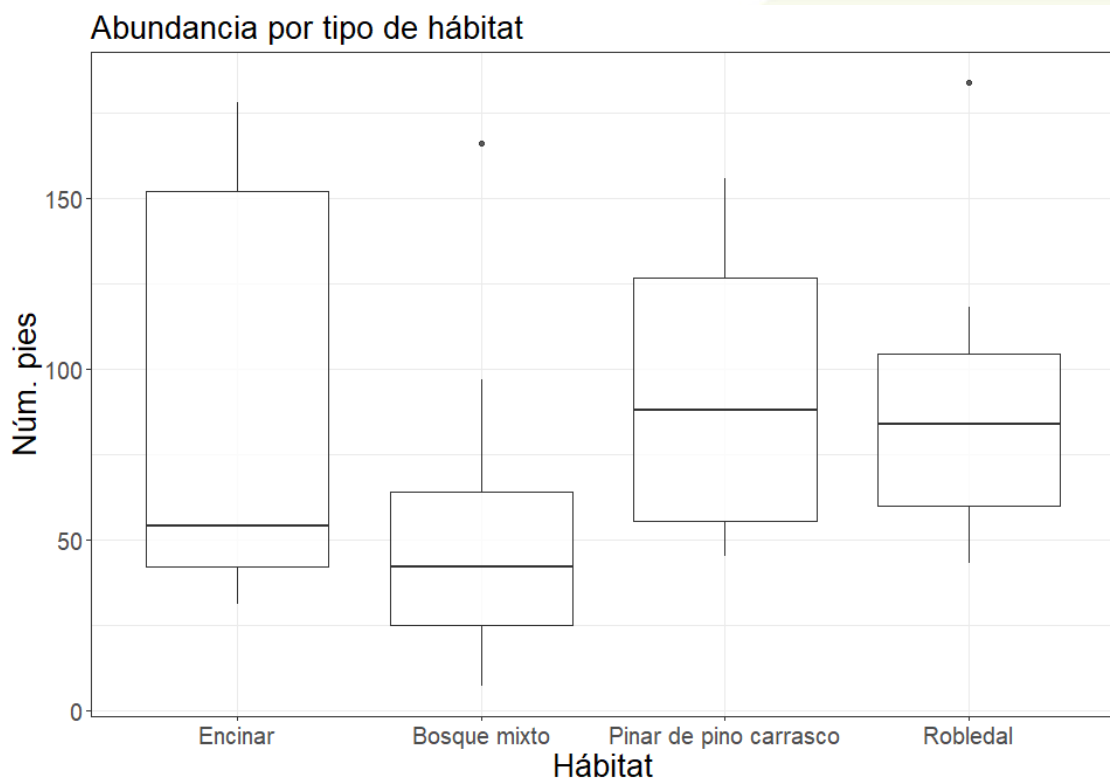
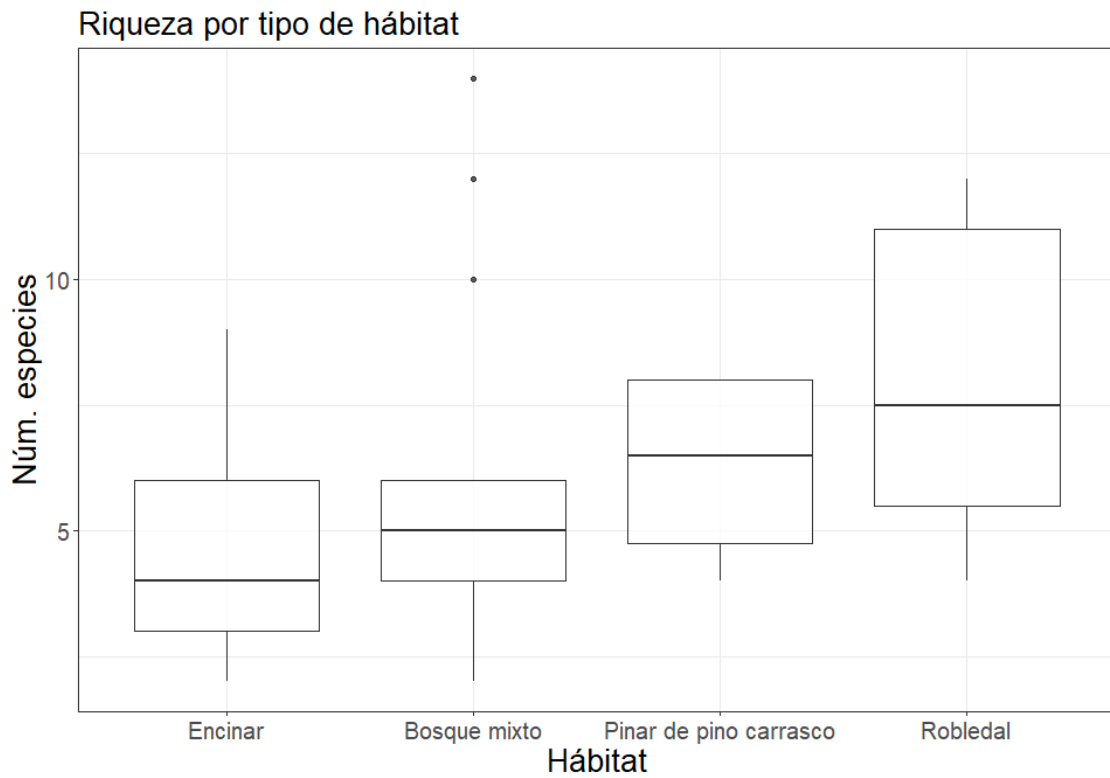


Figura 61. Medias y desviaciones estándar de la diversidad de flora vascular (riqueza específica y abundancia) por tipos de hábitat. Se comprueban las asunciones para realizar la prueba ANOVA, que muestra que no existen diferencias significativas entre hábitats.

Los valores de riqueza no pueden compararse con inventarios completos de vegetación en estos hábitats, ya que el esfuerzo se centraba en las especies de valor

indicador y que podían encontrarse en un solo muestreo por parcela (mes de mayo), época en la que se concentra la mayor parte de la floración, pero que puede subestimar especies anuales y geófitos de aparición temprana o tardía.

Destaca la abundancia de especies de luz o de media luz, que dominan entre las especies más abundantes. Los taxones de heliofilia alta considerados son *Antirrhinum majus*, *Calicotome spinosa*, *Cistus albidus*, *Cistus monspessulanus*, *Cistus salviifolius*, *Genista triflora*, *Plantago sempervirens*, *Rosa* sp., *Rubus ulmifolius*, *Salvia rosmarinus*, *Salvia* sp. y *Ulex parviflorus*. Los taxones de heliófila media son *Centaurea pectinata*, *Cephalanthera rubra*, *Crataegus monogyna*, *Daphne gnidium*, *Erica* sp., *Euphorbia nicaensis*, *Hypericum perforatum*, *Juniperus communis*, *Lonicera implexa*, *Olea sylvestris*, *Phyllirea angustifolia*, *Phyllirea latifolia*, *Phyllirea media*, *Rhamnus alaternus*, *Ruscus aculeatus*, *Sarothamnus scoparius*, *Teucrium* sp. y *Vincetoxicum hirundinaria*.

La mayor frecuencia relativamente alta de especies heliófilas puede explicarse por tratarse de bosques abiertos de dosel, en muchos casos. Las especies heliófilas han aparecido con más frecuencia después de los tratamientos. La apertura del dosel ha favorecido el crecimiento de zarzas, menos detectadas en los inventarios pretratamiento o en el caso de *Lapsana comunis*, una herbácea anual arvense y nitrófila que suele penetrar en los bosques claros, que no se detectó antes de los tratamientos. Estos datos indican una cierta degradación de la comunidad florística nemoral a favor de especies de espacios abiertos y de suelos donde se han liberado nutrientes. No obstante, esta tendencia no puede generalizarse al conjunto de especies heliófilas, ya que algunas han variado su frecuencia también en las parcelas control.

Hongos saproxílicos

Se inventariaron 182 especies de hongos, con 54 especies saproxílicas. Tres especies de *Stereum* (*S. reflexulum*, *S. gausapatum* y *S. hirsutum*) y *Trametes versicolor* aparecen en más de un 20% de las parcelas (figura 62). Ocho especies aparecen entre el 10 y el 20% de las parcelas y el resto 42 especies, en menos de un 10%. Las especies más frecuentes (a partir del 10% de frecuencia) son especies comunes en madera muerta de bosques mediterráneos y eurosiberianos. El resto son especies poco comunes, aunque no hay una especie que sea especialmente rara en estos bosques (o amenazada incluida en listas rojas). Sin embargo, muchas especies de hongos no están aún evaluadas o se dispone de información insuficiente.

Entre bosques de frondosas y masas mixtas no se observan diferencias significativas en riqueza y abundancia medias (tabla 24 y figura 66). Lo más destacable es la poca diversidad de hongos saproxílicos en los pinares puros, donde solo se encontraron *Trametes versicolor* y *Fomitopsis pinicola*. La frecuencia de especies varía según el hábitat considerado. En la tabla 25 se observa como las especies más frecuentes (con por lo menos un 20% de aparición) varían considerablemente entre hábitats. Teniendo en cuenta que los hábitats considerados no son sustancialmente muy distintos (quercíneas puras o con pinos),

se deduce que las proporciones cambiarían considerablemente incrementando el tamaño muestral.

Los sustratos en los que aparecen los carpóforos o manchas de hongos saproxílicos son en suelo (44,2 % de los casos), en rama en el suelo (37,7 %) en tronco muerto, habitualmente viejo y con estado de descomposición algo avanzado (14,4), en rama muerta en tronco (2,1 %) y en tocón (1,6 %). Esta distribución está condicionada por la abundancia de cada sustrato, ya que ramas y hojarasca en el suelo son abundantes y troncos muertos, ramas muertas en tronco y tocones eran poco abundantes en las parcelas de muestreo. Aunque existe una cierta preferencia de sustrato según especie, las más comunes pueden desarrollarse tanto en tronco, como en rama o tocón. Existen ciertas preferencias de forófito. Por ejemplo, *Fomitopsis pinicola* prefiere las pináceas y *Peniophora quercinea* las quercíneas, aunque no son exclusivas.

Los valores de riqueza han sido inferiores a los encontrados por otros autores en bosques centroeuropeos, aunque para los hongos saprófitos y micorrícicos del suelo, los datos no son representativos, a causa de la baja pluviometría en los años de muestreo. Sin embargo, sí son representativos para los hongos saproxílicos de carpóforo perenne. En bosques centroeuropeos las condiciones climáticas húmedas favorecen el desarrollo de los micelios en la madera muerta. Las condiciones climatológicas de los bosques mediterráneos, secas en verano (a pesar de la presencia de nieblas en las cotas más elevadas del Montnegre y Sant Llorenç del Munt), limitan la diversidad de hongos saproxílicos. Por otra parte, la escasez de madera muerta es un factor a tener muy en cuenta como limitante para una diversidad elevada de organismos asociados a este sustrato.

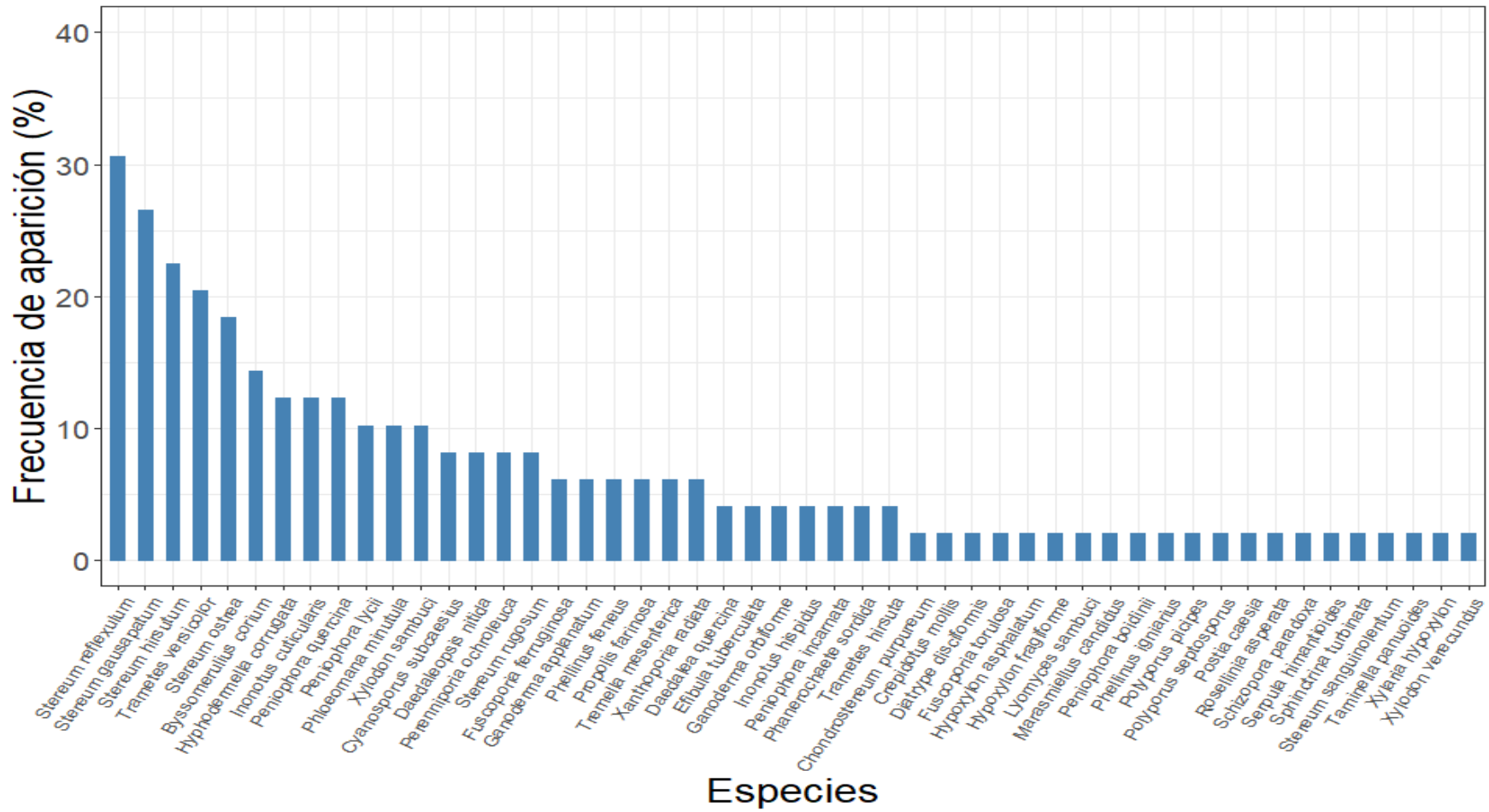


Figura 62. Frecuencia de aparición de hongos saproxílicos en el total de parcelas del LIFE BIORGEST. No se representa la totalidad de especies raras.

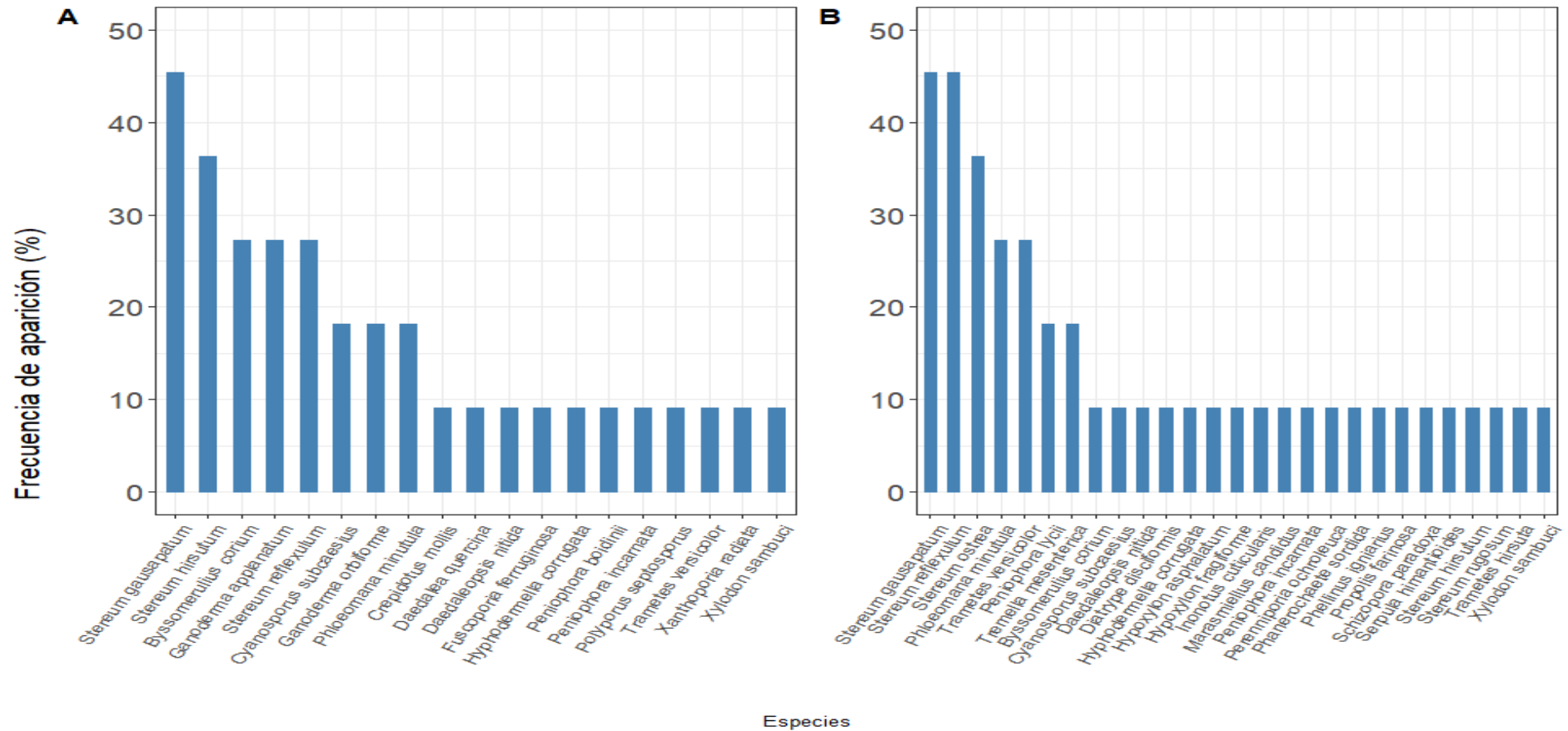


Figura 63. Frecuencia de aparición de especies de hongos saproxílicos por hábitat (A: encinar puro, B: robleal puro) durante los muestreos pretratamientos (2019).

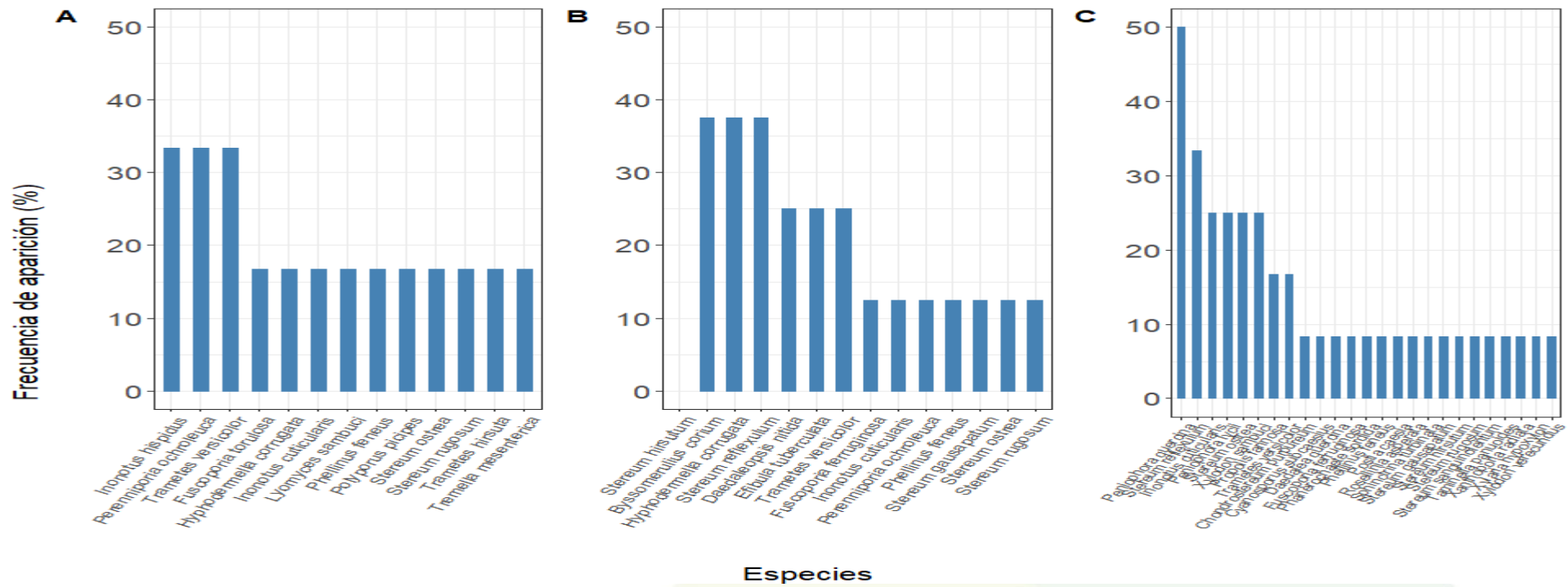


Figura 64. Frecuencia de aparición de especies de hongos saproxílicos por hábitat (A: encinar mixto, B: robleal mixto, C: pino carrasco mixto) durante los muestreos del PRE (2019).



Figura 65. *Tremella mesenterica*. Foto: Juan Martínez de Aragón.

Tabla 24. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para los hongos saproxílicos según tipo de hábitat.

Hongos saproxílicos	N	Ab media	deAb	RE media	deRE
Encinar puro	9	13,89	14,30	3,22	2,64
Bosque mixto	8	18,62	10,03	4,75	2,96
Pino carrasco puro	-	-	-	-	-
Robledal puro	20	13,85	9,67	3,60	1,67

Tabla 25. Especies de hongos saproxílicos de mayor frecuencia de aparición por hábitat (en %).

Especie saproxílica	Encinar	Robledal	Encinar mixto	Robledal mixto	Pinar mixto
<i>Stereum reflexulum</i>	26	46-	-	25	33,5
<i>Stereum gausapatum</i>	46	46	-	12,5	9
<i>Stereum hirsutum</i>	36,5	9	-	37	9
<i>Stereum ostrea</i>	-	37	16	12,5	25
<i>Trametes versicolor</i>	9	18	33,5	25	9
<i>Byssomerulius corium</i>	26	9	-	37	-
<i>Ganoderma applanatum</i>	26	-	-	-	-
<i>Phloeomana minutula</i>	18	27	-	-	-
<i>Inonotus hispidus</i>	-	-	33,5	-	-
<i>Inonotus cuticularis</i>	16	9	16	12,5	25
<i>Perenniporia ochroleuca</i>	-	9	33,5	12,5	-
<i>Hyphodemella corrugata</i>	9	9	16	37	-
<i>Peniphora quercina</i>	-	-	-	-	50
<i>Peniphora lycii</i>	-	18	-	-	25
<i>Xylodon sambuci</i>	9	9	-	-	25
<i>Deadaelopsis nitida</i>	9	9	-	25	-
<i>Efibula tuberculata</i>	-	-	-	25	-

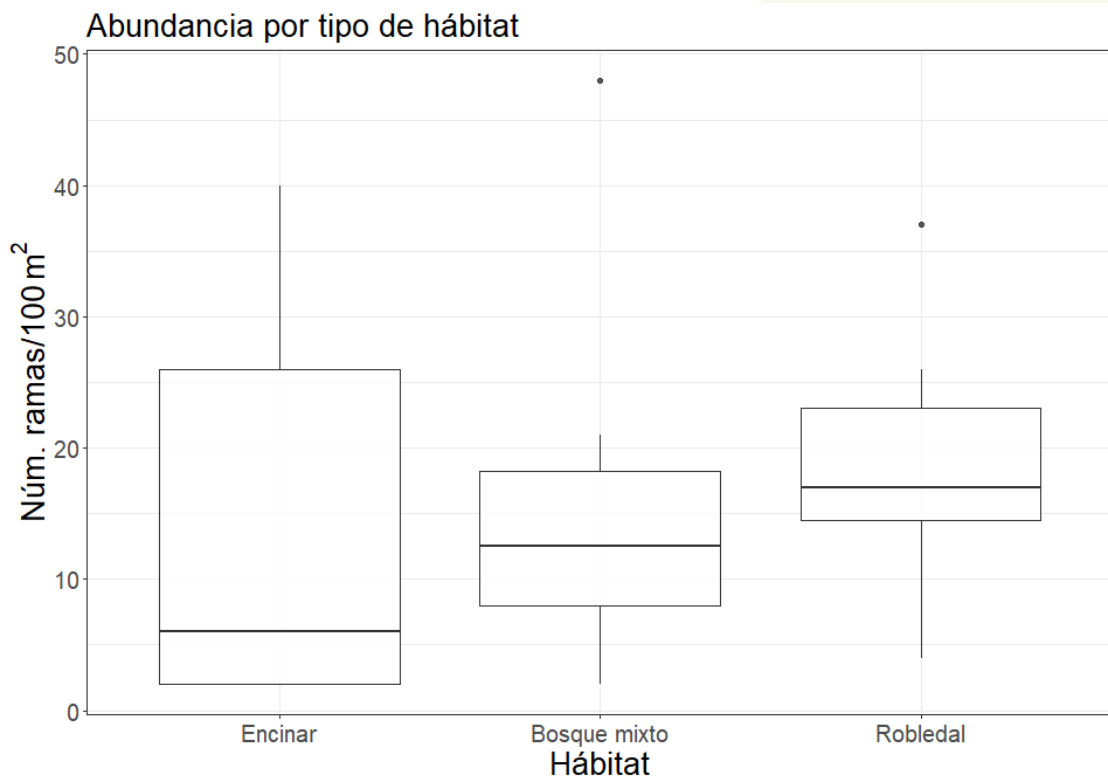
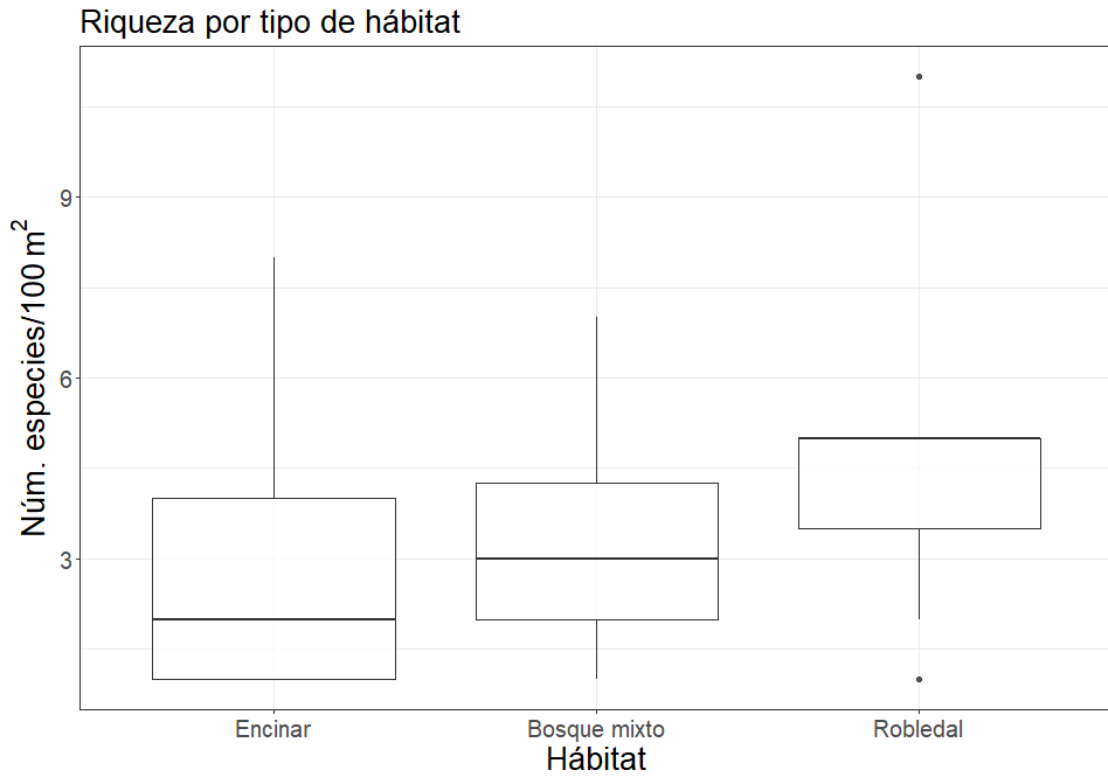


Figura 66. Medias y desviaciones estándar de la diversidad de hongos saproxílicos (riqueza específica e índice de abundancia) por tipos de hábitat. Se comprueban las asunciones para realizar la prueba ANOVA, que muestra que no existen diferencias significativas entre hábitats, excepto para los pinares puros, donde no se encontraron hongos saproxílicos.

Coleópteros saproxílicos

En las 54 parcelas muestreadas se han detectado 390 especies diferentes. Las 5 más comunes, que se han detectado en más parcelas, son las siguientes: *Xyleborinus saxesenii*, *Callimus abdominalis*, *Anaspis lurida*, *Anaspis maculata* y *Dasytes aeneiventris*, pero ninguna de ellas en más del 60% de las parcelas (Figura 67). Solo la primera especie es de tipo floeófago/cambiumófago, de patogenidad baja, y las demás son xilófagas, que se alimentan de madera muerta y no de sustrato muy recientemente muerto que aún contienen saba y células ricas en nutrientes. La mayoría de las especies aparecen en pocas parcelas, hasta el punto de que el 38,2% se han detectado solo en una parcela y el 50,7% en una o máximo dos. Las comunidades de los coleópteros saproxílicos están compuestas por pocas especies abundantes y/o muy abundantes (cuando hay irrupciones de taxones sobre todo de la subfamilia Scolytinae) y por muchas especies muy poco abundantes.

Tabla 26. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para los coleópteros saproxílicos según tipo de hábitat.

coleópteros saproxílicos	N	Ab media	deAb	RE media	deRE
Encinar puro	9	0.8	0.6	32.2	14.7
Bosque mixto	27	1.06	1.1	23.1	10.2
Pino carrasco puro	9	0.8	0.3	26.0	7.0
Robledal puro	9	1.5	1.1	37.9	15.6

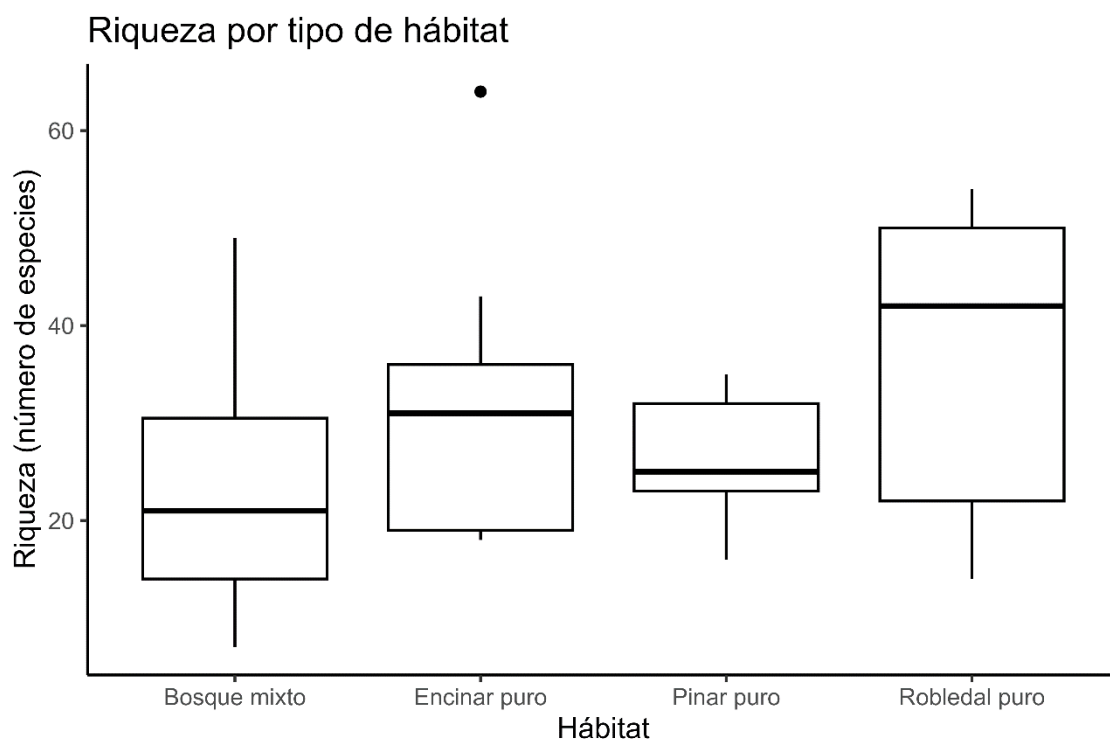


Figura 68. Medias y desviaciones estándar de la riqueza del conjunto de especies de coleópteros saproxílicos ($n=288$ especies). Se comprueba que hay diferencias entre medias con una prueba ANOVA ($p = 0,001$). Existen diferencias significativas ($p=0,01$) entre robledal puro y el bosque mixto (Tukey test).

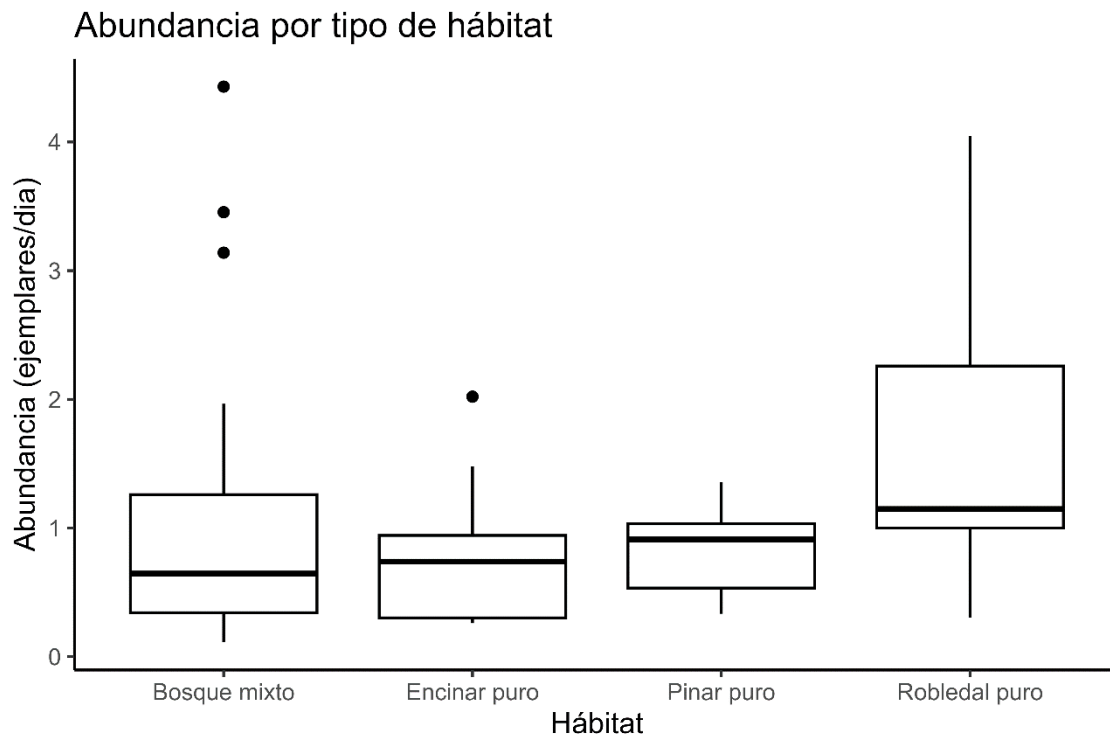


Figura 69. Medias y desviaciones estándar de la abundancia del conjunto de especies de coleópteros saproxílicos (se quitan dos especies outliers $n=286$). Se comprueban las asunciones para realizar la prueba ANOVA, que muestra que no existen diferencias significativas entre hábitats.

Aves

El muestreo se centró en aves comunes, debido a su valor indicador al estar relacionadas con distintos sustratos del perfil vertical de la vegetación y con el grado de madurez, a la vez que son las especies que pueden registrarse con facilidad a partir de censos auditivos y visuales. Las especies escasas o raras corresponden a las rapaces y aves nocturnas (cuentan con pocas especies en el conjunto de la comunidad de aves de bosque mediterráneo), que son subestimadas claramente por estos censos. Por ejemplo, el ratonero común (*Buteo buteo*) y el gavilán común (*Accipiter nisus*), aparecieron ocasionalmente fuera del radio de censo de 50 m. Especies raras de los bosques borealpinos y centroeuropeos, como el picamaderos negro (*Dryocopus martius*) y la becada (*Scolopax rusticola*) no aparecieron en los censos y pudo descartarse su presencia en estos rodales. La riqueza total sumó 47 especies inventariadas, de las que 37 eran aves de bosques.

Un total de ocho especies aparecieron en por lo menos un 25 % de las estaciones de escucha (figura 70), entre las que destacaron tres especies que nidifican en cavidades en árbol (un sustrato escaso fuera de los bosques maduros y que a menudo es sustituido por cavidades en roca o en taludes de tierra): el carbonero común (*Parus major*), el herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*) y el agateador común (*Certhia brachydactyla*). Otras especies asociadas a la madurez del bosque fueron escasas, como el pico picapinos (*Dendrocopos major*) y el trepador azul (*Sitta europaea*), además del pito real (*Picus viridis*), en este caso fuera del radio de 50 m.

A resaltar la presencia en Collserola de una especie exótica, el ruiseñor del Japón (*Leyotrix lutea*), una especie ornamental naturalizada en esta sierra periurbana como resultado de sueltas por parte de particulares. Las especies mediterráneas asociadas al sotobosque y matorral, la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) y la curruca carrasqueña (*Sylvia cantillans*) aparecieron por debajo de la frecuencia esperada. Destacan la variedad de especies típicas de bosques claros: el jilguero (*Carduelis carduelis*), el verdecillo (*Serinus serinus*), el verderón (*Carduelis chloris*), la oropéndola (*Oriolus oriolus*), el ruiseñor (*Luscinia megarhynchos*) y el papamoscas gris (*Muscicapa striata*).

No se establecen diferencias significativas en diversidad ecológica (Índice de Shannon-Wiener) entre hábitats. Si que se observa ciertas diferencias de composición, las más remarcables la aparición o mayor abundancia de especies asociadas a bosques claros en el caso de los pinares puros, donde el jilguero y el verdecillo figuraban entre las especies más abundantes. En los pinares puros se reportó la presencia del piquituerto (*Loxia curvirostra*), asociado a bosques de coníferas donde se alimenta principalmente de piñones. Por el contrario, no apareció el trepador azul, especie asociada a árboles grandes y con cavidades. Por grupos funcionales no se observan diferencias significativas de la diversidad ecológica (Índice de Shannon - Wiener) por hábitat. Los grupos analizados son las aves de copas y los especialistas forestales. En el caso de las aves trepadoras o las del sotobosque no se dispone de contactos suficientes para realizar el análisis.

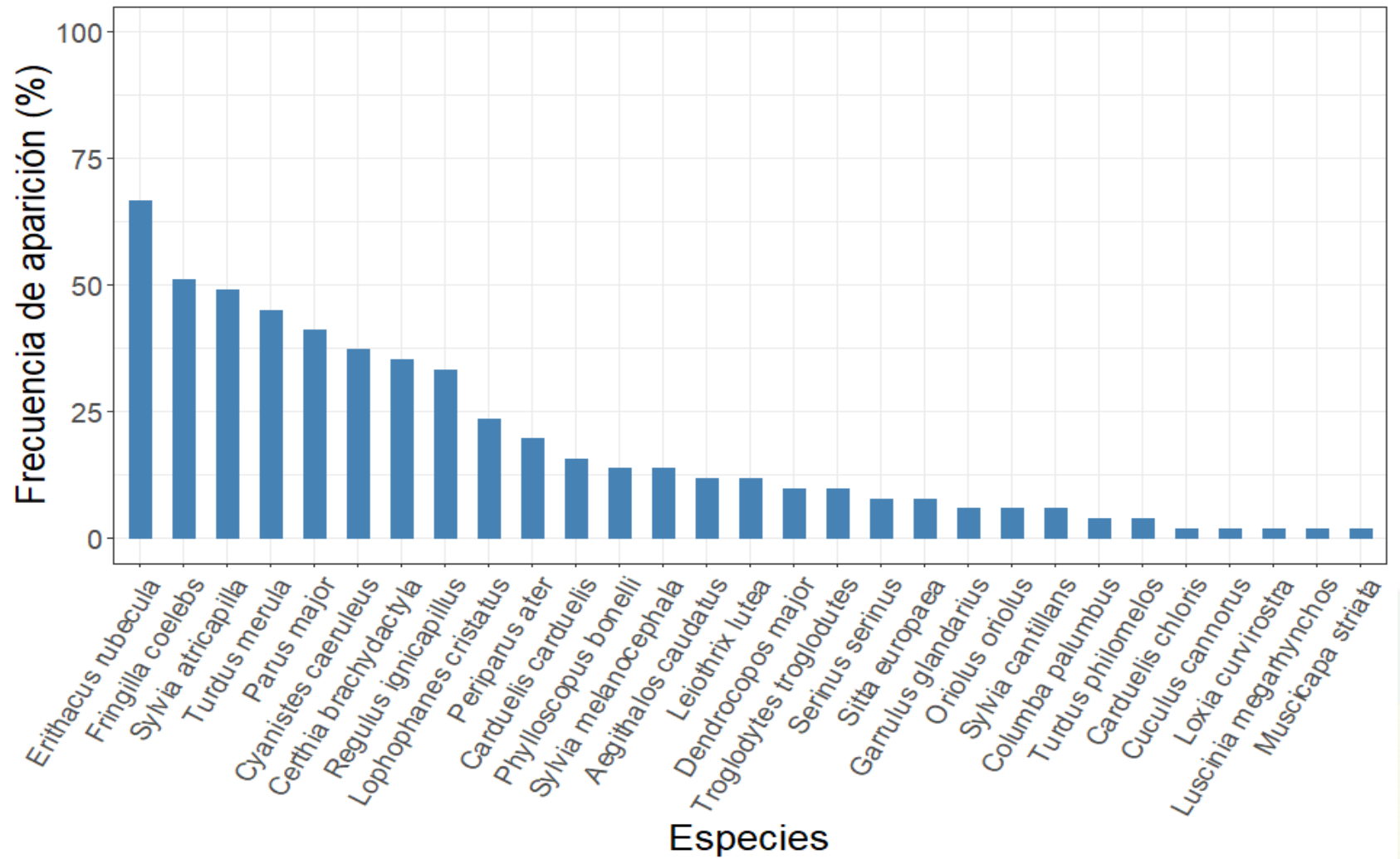


Figura 70. Frecuencia de aparición de aves comunes en el total de parcelas del LIFE BIORGEST. No se representa la totalidad de especies raras.

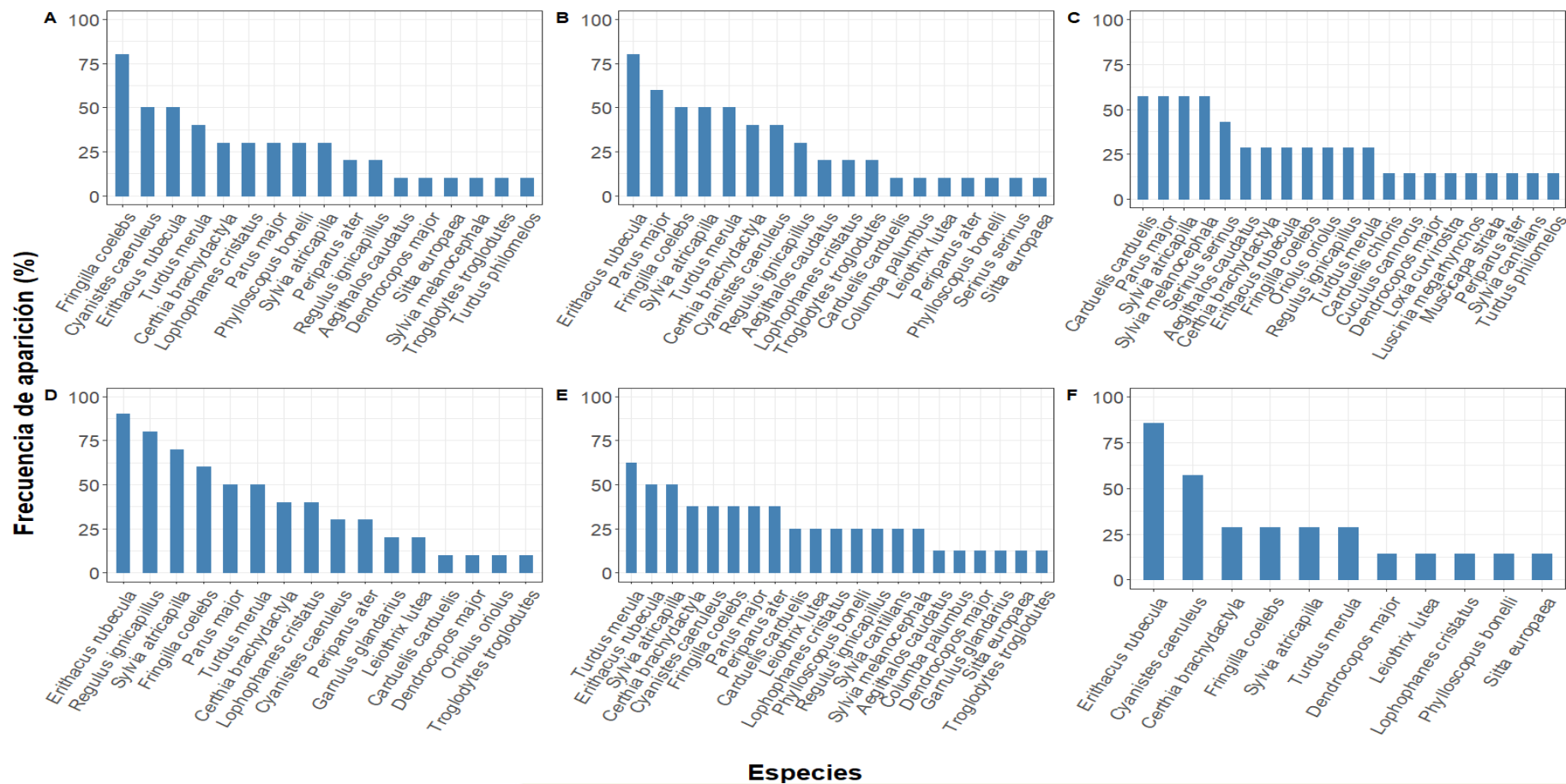


Figura 71. Frecuencia de aparición de especies de aves comunes por tipos de hábitat. A: encinar puro; B: robleal puro; C: pinar pino carrasco puro; D: encinar mixto; E: robleal mixto, F: pinar pino carrasco mixto.

Tabla 27. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para las aves comunes según tipo de hábitat.

Aves	N	Ab media	deAb	RE media	deRE
Encinar puro	10	5,30	2	4,70	1,64
Bosque mixto	10	5,70	1,57	5,30	1,57
Pino carrasco puro	7	6	1,73	6	1,73
Robledal puro	24	5,88	2,47	5,54	2,28

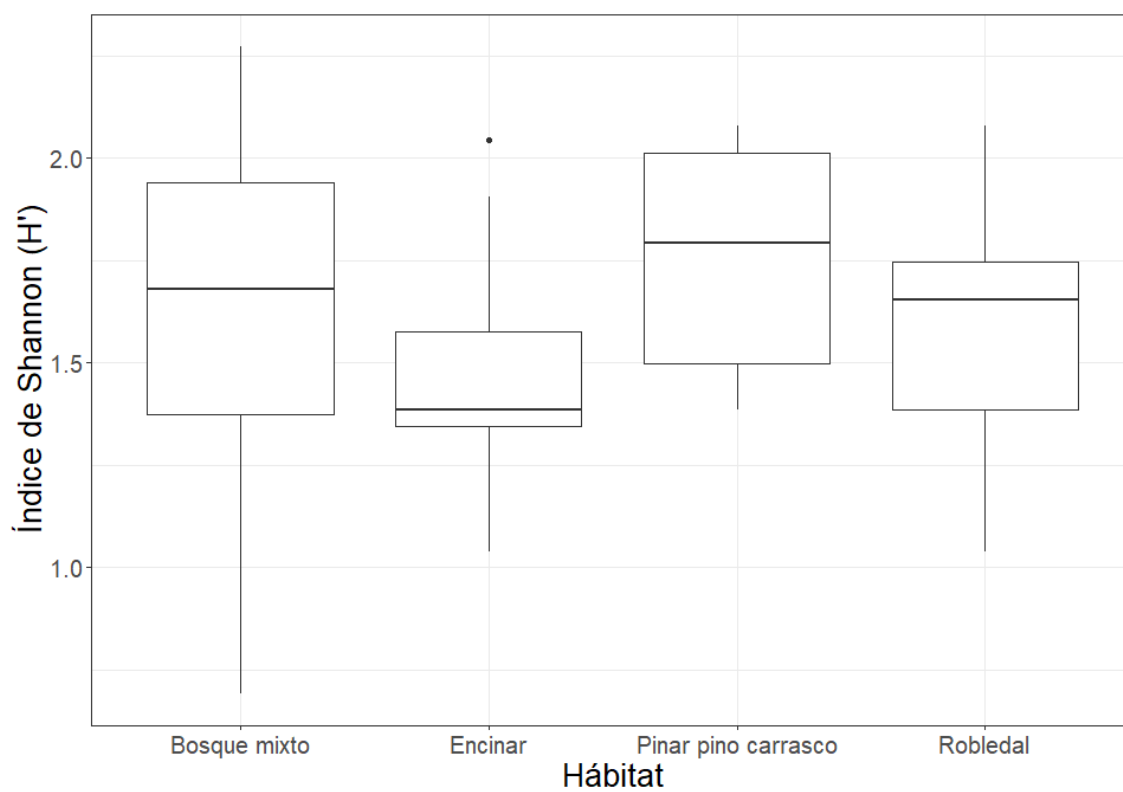


Figura 72. Medias y desviaciones estándar de la diversidad del conjunto de la comunidad de aves comunes (índice de Shannon-Wiener) por tipos de hábitat. Se comprueban las asunciones para realizar un ANOVA, que muestra que no existen diferencias significativas entre las medias por grupos.

Murciélagos

Se detectó la actividad de vuelo de 20 especies/grupos fónicos, con un mínimo de 15 especies, entre las cuales entre 3 y 5 especies arborícolas (que utilizan cavidades en árbol como refugio). Es una riqueza considerable, teniendo en cuenta que en Cataluña se han registrado hasta 30 especies de murciélagos. Hasta 14 especies aparecen en por lo menos el 25 % de las estaciones (rodales), lo que da una idea de una diversidad de murciélagos bastante equilibrada, es decir con un número considerable de especies abundantes, a diferencia de otros grupos bioindicadores, donde unas pocas especies dominan las respectivas comunidades. Las especies más comunes son tres "pipistrelas" (*Pipistrellus pygaeus*, *P. kuhlii* y *P. pipistrellus*), todas ellas especies generalistas fisurícolas (se encuentran en distintos hábitats,

incluidos los bosques y se refugian habitualmente en fisuras de roca, edificios y árboles). Las acompaña el nótulo pequeño (*Nyctalus leisleri*), una especie típicamente arborícola, la más común de todas en los bosques catalanes. Al respecto se debe puntualizar que la mayoría de los contactos que pueden atribuirse a esta especie pertenecen al grupo fónico *Nyctalus leisleri/Eptesicus serotinus*, aunque los sonogramas se aproximan más a las voces del nótulo pequeño.

Como especies de interés especial se encontró *Barbastella barbastellus* en el robledal (anexo II Directiva Hábitats y amenazada en Cataluña como vulnerable). El contacto reportado del grupo *Tadarida teniotis/Nyctalus lasiopterus* probablemente pertenece a la primera especie (fisurícola) y no a la segunda (forestal y amenazada como vulnerable en España). El contacto de *Myotis myotis* (especie amenazada como vulnerable en España) no puede atribuirse con seguridad a esta especie, ya que forma parte del grupo fónico *Myotis* 30. Sería un dato interesante ya que *Myotis myotis*, a pesar de no ser una especie arborícola, acostumbra a cazar a baja altura en bosques claros de sotobosque, a la búsqueda de coleópteros y otros artrópodos del suelo. Los posibles contactos de otras dos especies arborícolas *Plecotus auritus* y *Pipistrellus nathusius*, catalogadas como amenazadas en Cataluña (categoría vulnerable), deben tomarse con precaución. Probablemente, los contactos de *Plecotus* puedan pertenecer a esta especie, pero también podrían corresponder a su congénere *Plecotus austriacus*, una especie fisurícola (de roca) que puede cazar en los bosques. El contacto atribuido por la identificación automática a *Pipistrellus nathusius*, casi seguro pertenece a *Pipistrellus kuhlii*, ya que la primera es una especie muy rara y restringida en Cataluña. En consecuencia, los datos de estas especies reportados en la figura 73 deben interpretarse de este modo. Todos estos contactos se encontraron en unos pocos rodales y con pocos registros. La gran mayoría de contactos pueden atribuirse a animales que se alimentaban bajo o justo encima del dosel arbóreo, a excepción de la *Tadarida teniotis*, especie fisurícola que caza normalmente a gran altura. No todos los contactos ni especies tienen que corresponder a murciélagos que se refugian en agujeros de árbol. Parte de ellos pueden corresponder a especies que nunca se refugian en bosque, caso de la nombrada *Tadarida*, o bien a individuos de especies fisurícolas que pueden utilizar cavidades en árbol, pero que también puedan proceder de refugios en edificios o grandes afloramientos de roca o cuevas próximas. Desde el punto de mira forestal, las especies de mayor interés son las arborícolas, que se refugian principalmente en árboles y cazan en el interior del bosque, aunque también pueden hacerlo en espacios abiertos: *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus lasiopterus*, *Barbastella barbastellus*, *Plecotus auritus* y *Pipistrellus nathusius*. Es probable que entre el grupo fónico de *Myotis* 50 figuren *Myotis crypticus*, una especie forestal poco común y *Myotis bechsteinii*, especie muy rara, catalogada como vulnerable en España. El solapamiento entre rangos de frecuencia no permite diferenciar las voces de este grupo fónico a nivel específico.

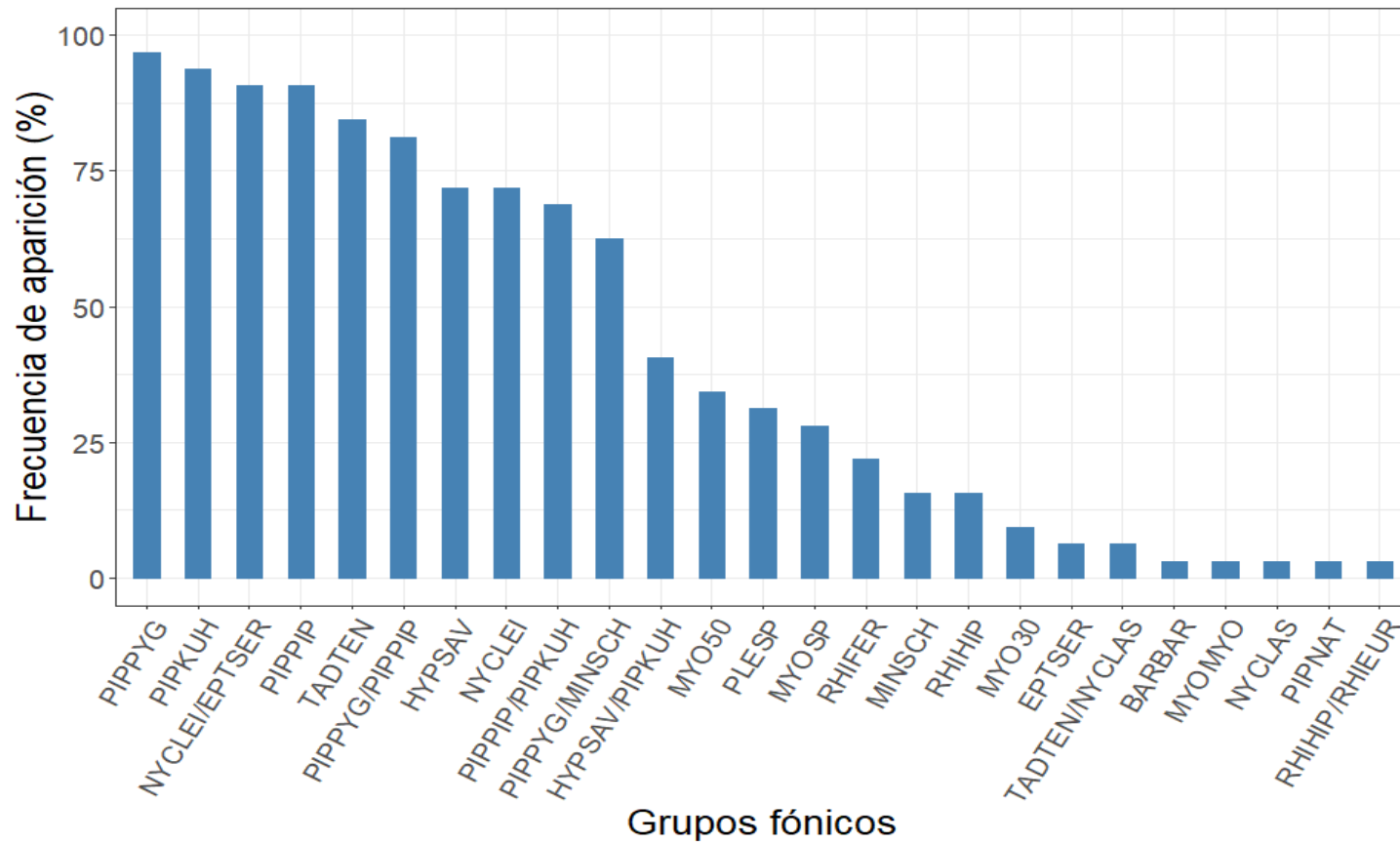


Figura 73. Frecuencia de aparición de murciélagos (especies y grupos fónicos) en el total de parcelas del LIFE BIORGEST.

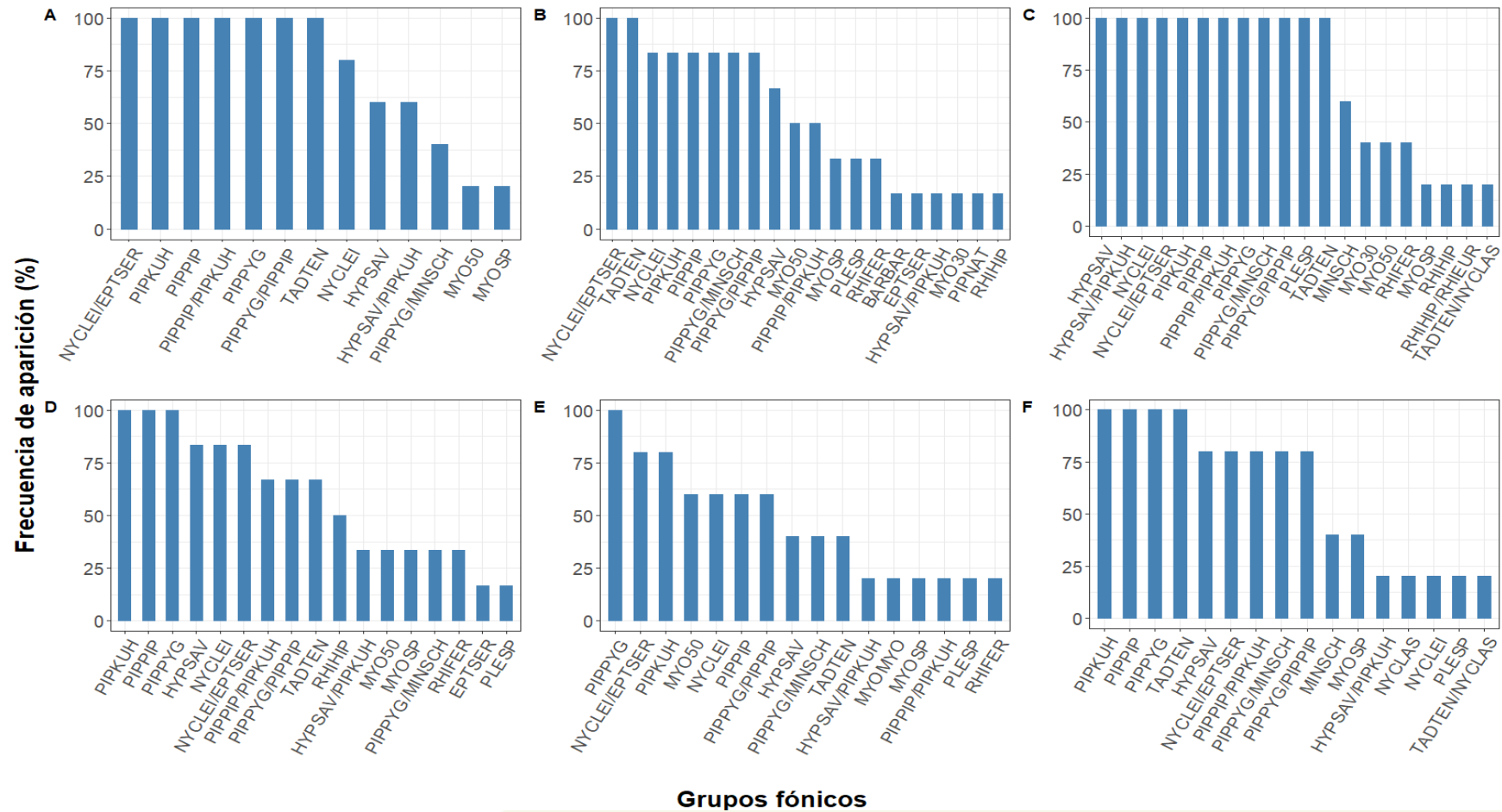


Figura 74. Frecuencia de aparición de especies murciélagos por tipos de hábitat. A: encinar puro; B: robleal puro; C: pinar pino carrasco puro; D: encinar mixto; E: robleal mixto, F: pinar pino carrasco mixto.

Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre la diversidad ecológica de murciélagos por hábitat. Los pinares de pino carrasco fueron los más diversos, considerando el total de especies, así como excluyendo a las “pipistrelas” más comunes que, dada su abundancia, podrían enmascarar la ocurrencia de otras especies. Considerando sólo las especies arborícolas (sumando los grupos fónicos que incluyen especies arborícolas para disminuir la ocurrencia de ceros) no hay diferencias significativas entre hábitats. La mayor diversidad en pinares puede explicarse por la menor densidad de arbolado y el espacio libre entre copas y suelo, lo que facilita los vuelos de caza y los desplazamientos de los quirópteros por el interior del bosque. Rodales con una estratificación vertical muy compleja y baja altura del arbolado dominante, como son a menudo los encinares de monte bajo, no son muy propicios a la actividad de murciélagos en su interior, aunque pueden sobrevolar el dosel arbóreo en busca de presas. Como se ha comentado antes, la mayor actividad en los pinares no debe confundirse con su capacidad de refugio durante el día, un factor limitante ya que depende de la disponibilidad de buenas cavidades en árbol, escasas en bosques de coníferas jóvenes. La falta de diferencias significativas entre hábitats para las especies arborícolas corrobora esta hipótesis.

Tabla 28. Valores promedio y desviación estándar de la riqueza (RE) y abundancia (Ab) medias para los murciélagos (quirópteros) según tipo de hábitat.

Quirópteros	N	Ab media	deAb	RE media	deRE
Encinar puro	5	1122,60	586,41	9,80	1,10
Bosque mixto	6	2043	2343,98	12,67	8,07
Pino carrasco puro	5	925,40	790,03	14,60	1,95
Robledal puro	15	532,53	486,40	9,27	2,89

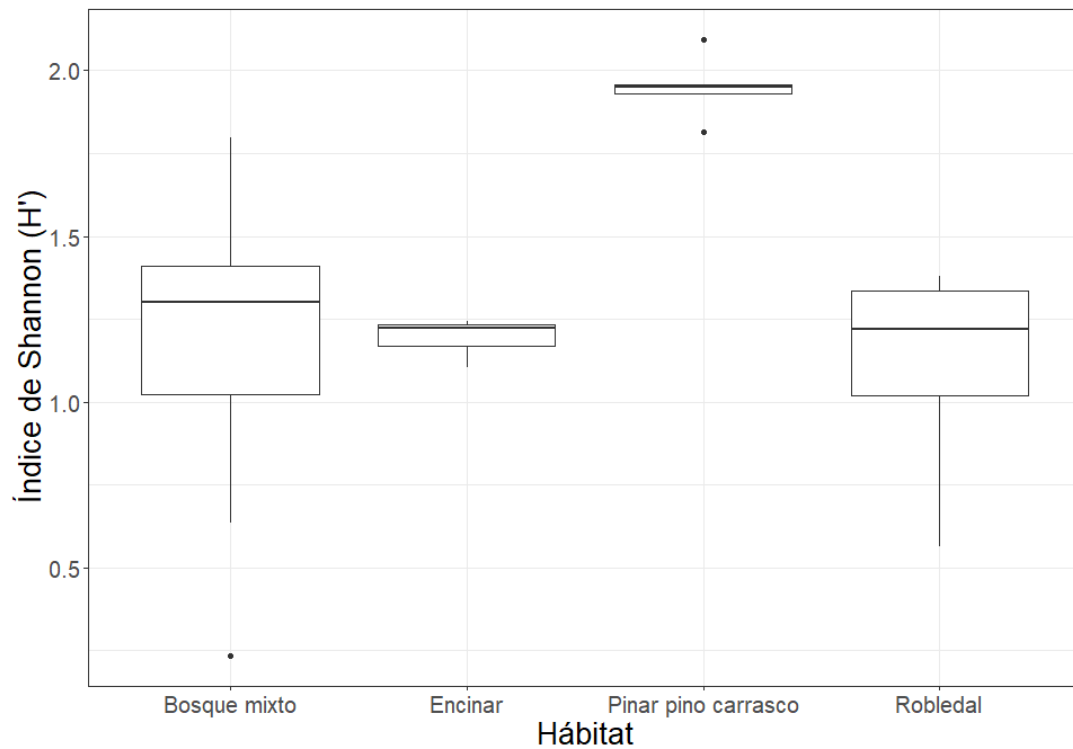


Figura 75. Medias y desviaciones estándar de la diversidad del conjunto de especies de quirópteros. Existen diferencias significativas (prueba ANOVA y Tukey test, $p=0,01$) entre pinar de pino carrasco y encinar.

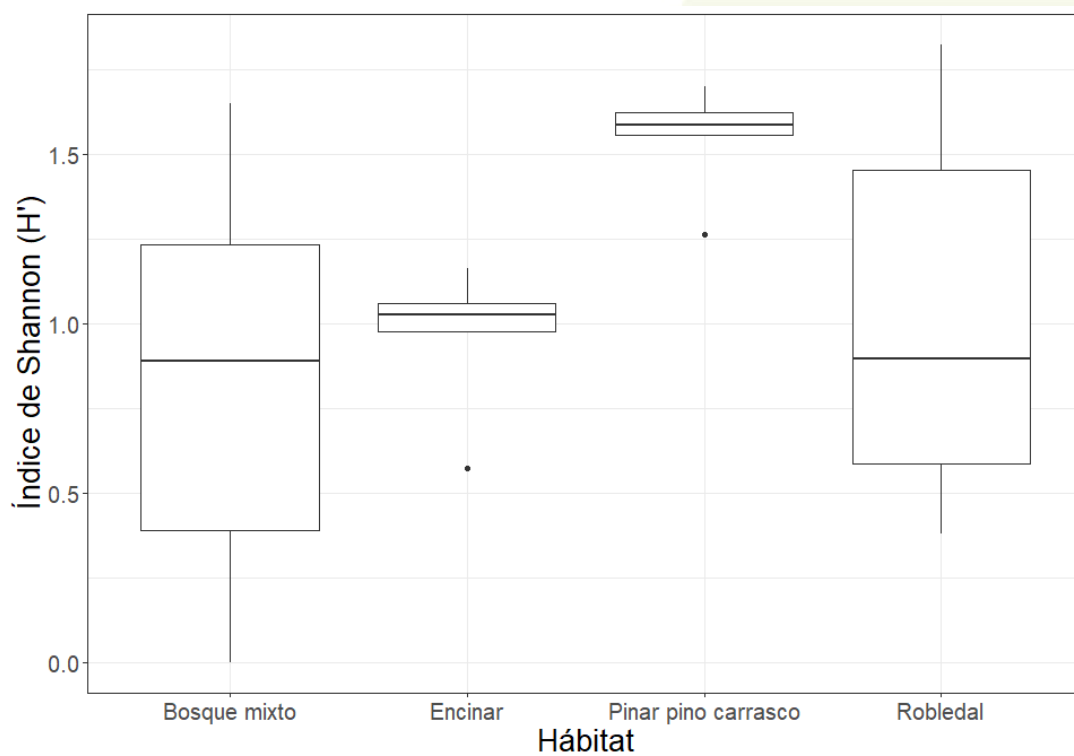


Figura 76. Medias y desviaciones estándar de la diversidad del conjunto de especies de quirópteros sin las especies más comunes (género Pipistrellus). Existen diferencias significativas (prueba ANOVA y Tukey test, $p=0,01$) entre pinar de pino carrasco y encinar.

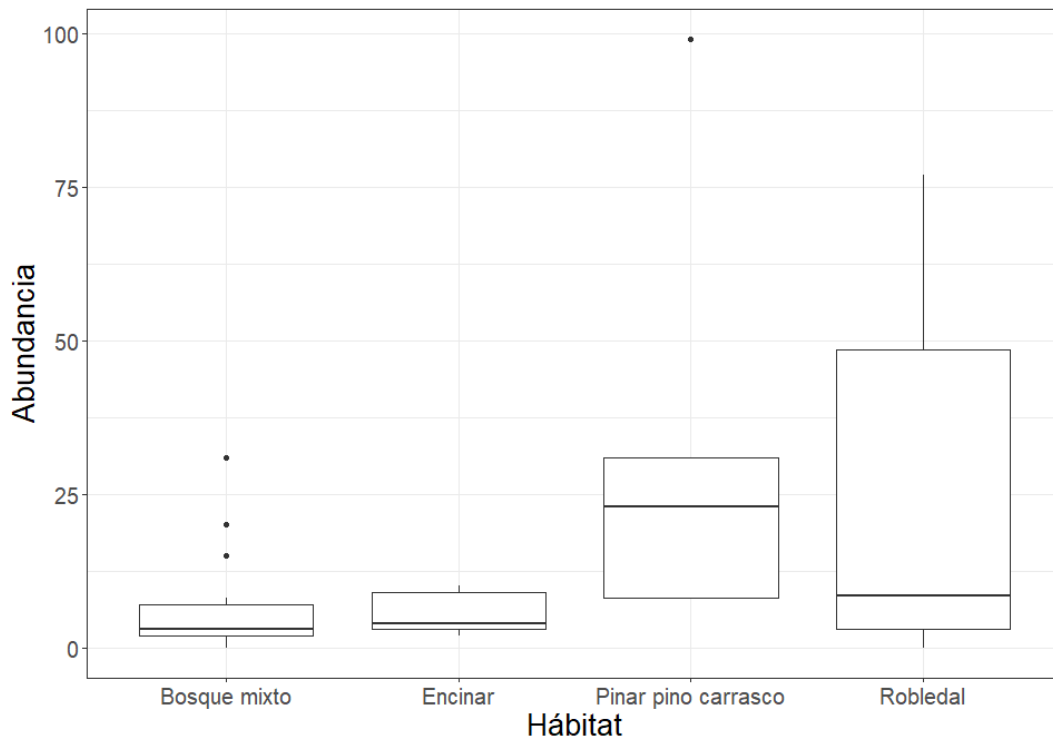


Figura 77. Abundancia relativa de murciélagos especialistas forestales, expresada como frecuencia de contactos de actividad. La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas entre medias por hábitat.

Ocupación de cajas refugio un año después (noviembre de 2022)

Con respecto a las cajas refugio instaladas en los rodales BIORGEST, no hay análisis pre-post, ya que tuvieron que emplazarse después de los trabajos, para evitar daños en los refugios. Además, si se hubieran instalado antes, no habría transcurrido el tiempo suficiente como para garantizar una ocupación que pudiera compararse con una revisión postratamiento. Debe tenerse en cuenta que la ocupación de refugios artificiales por parte de los quirópteros no es inmediata (como sí puede ocurrir con las cajas nido para aves), sino que empiezan a ocuparlas a partir del segundo año: deben encontrarlas y fiarse de los nuevos refugios. La ocupación va incrementándose con los años, a medida que se acostumbran al uso de las cajas, con lo cual repiten temporalmente su uso (especialmente durante el apareamiento en otoño y, para algunas especies, como refugio de cría). La hipótesis de trabajo es que la ocupación de refugios artificiales será mayor donde la disponibilidad de cavidades naturales en árbol sea menor, la cual permite relacionar la ocupación de cajas con la capacidad del bosque para acoger murciélagos.

La revisión de los refugios de murciélagos se realizó en noviembre de 2022, en época final de apareamiento (*swarming*). El porcentaje de cajas ocupadas fue del 35%. Se detectaron tres especies generalistas (género *Pipistrellus*) y una forestal (nóctulo pequeño, *Nyctalus leisleri*). Las cuatro son especies que ocupan normalmente las cajas en bosque. Por su abundancia pueden tomarse como

indicadoras de la idoneidad de un bosque para acoger murciélagos. Se encontraron machos y hembras ocupando las cajas (un macho y una o varias hembras por caja). En la mayoría de las cajas solo se hallaron excrementos, que por su tamaño podían atribuirse al género *Pipistrellus*. Se contabilizan como ocupación. Debe tenerse en cuenta que los murciélagos cambian de refugio cada pocos días, con lo cual es normal encontrar cajas que han sido ocupadas en el mismo período, pero sin individuos en el momento de la revisión. Los excrementos dentro de un mismo grupo de cajas pueden corresponder a un mismo individuo o grupo. Los resultados muestran una diferente ocupación según la localidad y la estructura, mayor en los rodales con menor área basal. Se espera un incremento de la ocupación con los años, a medida que los murciélagos se familiaricen con las cajas.

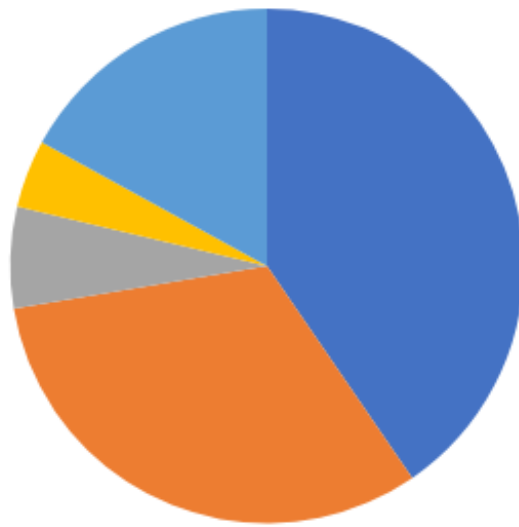


Figura 78. Porcentaje de ocupación de cajas refugio por especie de murciélago en los rodales BIORGEST en noviembre de 2022.



Figura 79. Ejemplares de nóctulo pequeño en una caja refugio y caja refugio instalada en los rodales BIORGEST. Fotos: X. Florensa.

5.3. Relación de las variables estructurales con los grupos taxonómicos

Para facilitar la comprensión de que variables estructurales del hábitat a escala de los rodales BIORGEST, podrían estar correlacionadas con los indicadores directos de biodiversidad, se han elaborado gráficos de correlación simple que puedan ofrecer una aproximación. No se trata de regresiones lineales ya que, para ello, los datos deberían cumplir con el requisito de normalidad., la cual podría conseguirse con un mayor tamaño muestral. Además, se han elaborado unos modelos lineales generalizados (GLM) tomando la riqueza o la abundancia de cada grupo indicador como variable dependiente y las variables estructurales no correlacionadas entre ellas como independientes. Se han conseguido algunos modelos significativos para algunos de los grupos taxonómicos o funcionales. La varianza explicada en cada uno de ellos es baja, con lo cual solo deben tomarse como orientativos. Un mayor tamaño muestral probablemente conseguiría construir unos modelos más robustos.

A continuación, se resumen en primer lugar las correlaciones más representativas entre grupos taxonómicos bioindicadores y variables estructurales del hábitat (variables dasométricas, de coberturas y madera muerta), ordenadas por grupo taxonómico. Con el fin de poder realizar una doble lectura, a continuación, se agrupan las variables estructurales distinguiendo los grupos bioindicadores que muestran cierta correlación, positiva o negativa, con cada variable, ilustrando la correlación mediante figuras. Finalmente, se adjuntan los modelos GLM.

Selección de variables estructurales a escala de rodal con organismos bioindicadores:

- Briófitos: relación positiva con la FCC, el AB y negativa con el recubrimiento arbustivo y el AB de coníferas.
- Flora vascular: relación positiva con la FCC, el AB y la cobertura arbustiva para las especies nemorales (típicas de interior de bosque) y negativa para la flora heliófila.
- Hongos saproxílicos: relación positiva con el recubrimiento arbustivo y negativa con el AB de coníferas.
- Aves relación positiva con árboles grandes y con madera muerta (aves trepadoras) y negativa con AB. El gremio de aves trepadoras (*Sitta europaea*, *Certhia brachydactyla*, *Dendrocopos major* en el caso de los bosques muestreados) es el de grupo con mayor valor indicador.
- Murciélagos: relación positiva con árboles grandes y madera muerta y negativa con la FCC y el AB de árboles medianos y pequeños.

Las correlaciones y las variables seleccionadas por los modelos y grupo bioindicador (se han incluido algunos grupos funcionales) se sintetizan en la tabla 29. Se destacaron seis variables estructurales de importancia en la descripción de la

estructura forestal. Se seleccionaron las variables tomadas en los inventarios dasométricos por parcela (sin distinguir tipo de hábitat, ni tipo de gestión, e incluyendo los rodales de referencia y las parcelas control). La muestra no era suficiente como para construir modelos o correlaciones según hábitat o modelo de gestión (ORGEST, naturalística, de preparación de dinámica natural). Este conjunto de resultados debe tomarse con cautela, ya que están condicionados por la variabilidad de los rodales, pertenecientes a distintos hábitats, que no fueron seleccionados para probar estos tipos de análisis, sino por su valor demostrativo en cuanto a integración de elementos de biodiversidad en distintos modelos de tratamientos y objetivos de gestión.

Se observa cómo no hay una respuesta uniforme de todos los grupos bioindicadores. Al contrario, algunas variables estructurales muestran una correlación de sentido contrario (positiva o negativa) según el grupo taxonómico o funcional considerado. La cobertura forestal y el área basimétrica se correlacionan positivamente con briófitos y flora vascular no heliófila, grupos que requieren cierta sombra y humedad ambiental para desarrollarse, al contrario que las plantas heliófilas, adaptadas a condiciones de mayor iluminación, a menudo radiación solar directa. Una gran densidad de arbolado y cubiertas muy densas, típicas de bosques no maduros, dificultan el vuelo de los murciélagos dentro del dosel arbóreo. La débil correlación de la FCC con las aves debe tomarse con cautela, ya que considera el conjunto de la comunidad, que agrupa tanto especies estrictamente forestales como generalistas.

Tabla 29. Resumen de la correlación entre variables estructurales significativas por grupo taxonómico bioindicador (+ correlación positiva, - correlación negativa) y de las variables seleccionadas por los modelos GLM, señalando el nivel de significación observado (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Los símbolos entre paréntesis indican una correlación débil.

Taxon	FCC	AB	Árboles grandes	Madera muerta	Estrato arbustivo	AB de coníferas
Briofitos	+	+			** _	*** _
Flora vascular	+	+			(+)	
Flora vascular heliófila	-	-				
Hongos saproxílicos					*** +	(-)
Aves	(-)	(-)				
Aves trepadoras			* +	+		
Quirópteros	-	** _	+	* +		+

El área basimétrica de árboles grandes y el volumen de madera muerta de grandes dimensiones se correlaciona positivamente con aves trepadoras y murciélagos. Esta

correlación es especialmente interesante, ya que los árboles y la madera muerta de gran tamaño son recursos escasos o raros en el bosque y un factor limitante para determinados grupos taxonómicos y funcionales descrito por abundante bibliografía. En el caso de las aves trepadoras la correlación se establece tanto con el número de árboles grandes según inventarios dasométricos, como de los árboles excepcionales según los inventarios Redbosques. Las aves trepadoras nidifican y duermen en cavidades en árbol, vivos y muertos en pie, y se alimentan de macroinvertebrados de las cortezas de troncos y ramas y madera muerta en pie o tumbada, dieta complementada, según el caso, por frutos (por ejemplo, bellotas o piñones). Los murciélagos que frecuentan el bosque se refugian en cavidades en árboles de distinta tipología según la especie de murciélago. A menudo, estas cavidades se localizan en madera muerta en pie, sea en un nido viejo de pico o bajo la corteza o grietas de la albura. Son refugios diurnos, algunos de los cuales pueden utilizarse para el apareamiento y cría, más raramente como cubículo de invernada. No se halló una relación de los briófitos con el área basimétrica de árboles grandes, solo cierta correlación negativa con los briófitos fotófilos.

El estrato arbustivo es otra variable que se correlaciona con la biodiversidad. A parte de su aportación neta a la riqueza específica del bosque, son sustrato de alimentación, cría y refugio para la fauna. Es bien conocida la relación positiva de la estratificación vertical de la vegetación con las aves de sotobosque, aunque en estos rodales no se manifestó una correlación positiva, en parte, probablemente, por la escasa frecuencia de aves estrictas del sotobosque (currucas). Las demás especies de sotobosque, como el petirrojo, el mirlo común y la curruca capirotada, son bastante adaptables y acostumbran a figurar entre las aves más abundantes en los bosques mediterráneos. La correlación negativa con los briófitos puede interpretarse por la competencia por la luz, al ser organismos fotosintéticos. Por el contrario, la selección muy positiva que se ha observado con los hongos saproxílicos puede tener explicación en cuanto el sotobosque arbustivo los protege de la desecación al limitar el exceso de radiación solar, atenuar el viento, etc., manteniendo más húmeda la madera muerta que les sirve de sustrato de alimentación y soporte. Para los hongos micorrícicos, no incluidos en estos tratamientos por su dificultad de muestreo, un mayor sotobosque puede serles perjudicial a causa de la competencia por el agua.

El área basimétrica de coníferas es seleccionada negativamente por los briófitos en los modelos. En la línea apuntada en la descripción de los grupos taxonómicos por hábitat, las cortezas de las coníferas no son muy favorables para ser colonizadas por amplias coberturas de briófitos. Tampoco los hongos saproxílicos muestran una predilección por la densidad de pinos. Si bien algunas especies son exclusivas de coníferas, la mayor diversidad de hongos se halla entre las frondosas. La correlación positiva de los quirópteros no debe interpretarse por una preferencia por las coníferas, sino más bien por la estructura más abierta y transitable de los pinares muestreados.

Fracción de cabida cubierta

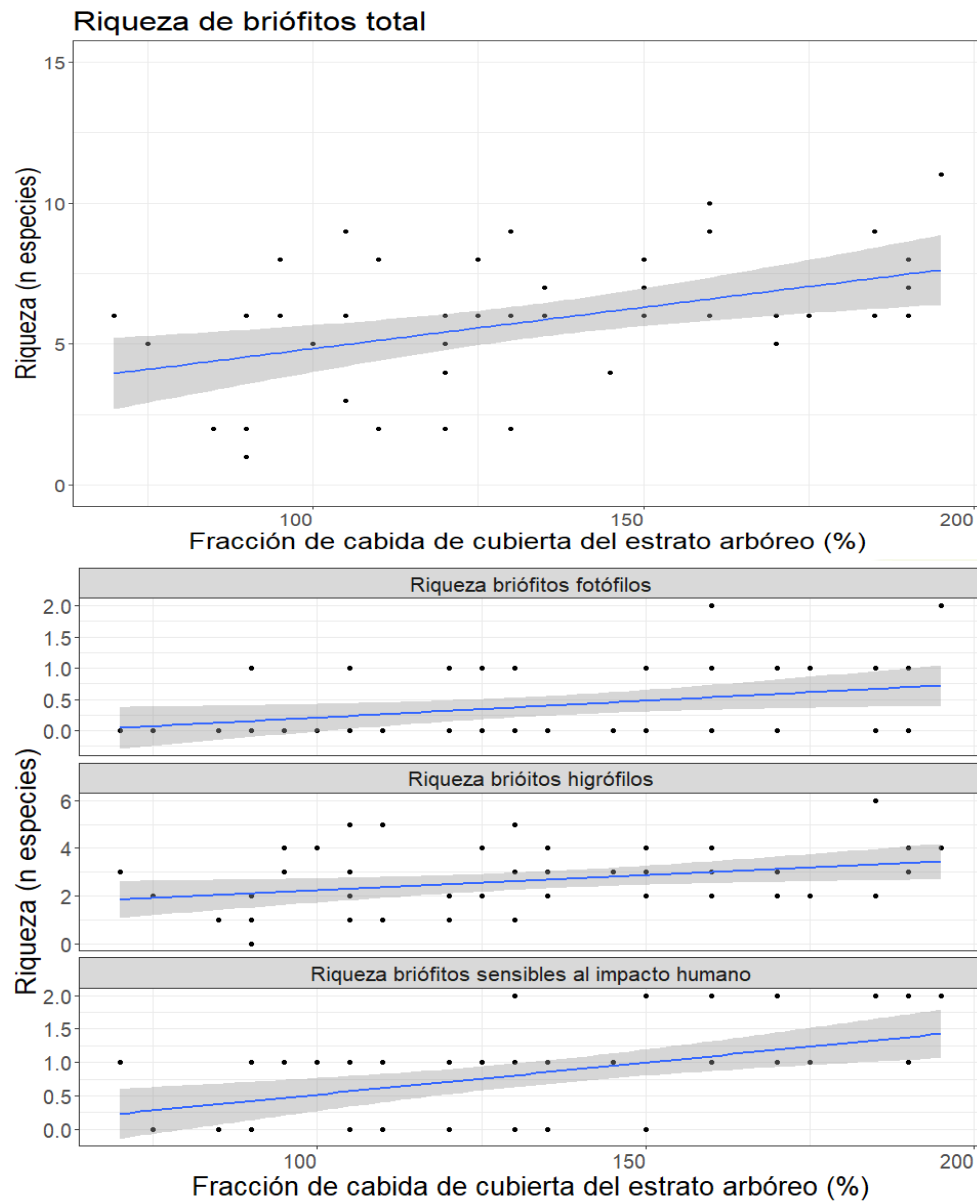


Figura 80. Relación entre la riqueza específica de briófitos, expresada como número medio de especies por parcela en relación, con la fracción de cabida cubierta del estrato arbóreo (izquierda). La misma relación tomando tres grupos funcionales: briófitos fotófilos, higrófilos y sensibles al impacto humano (derecha). La abundancia (cobertura de briófitos en tronco) sigue una tendencia muy similar.

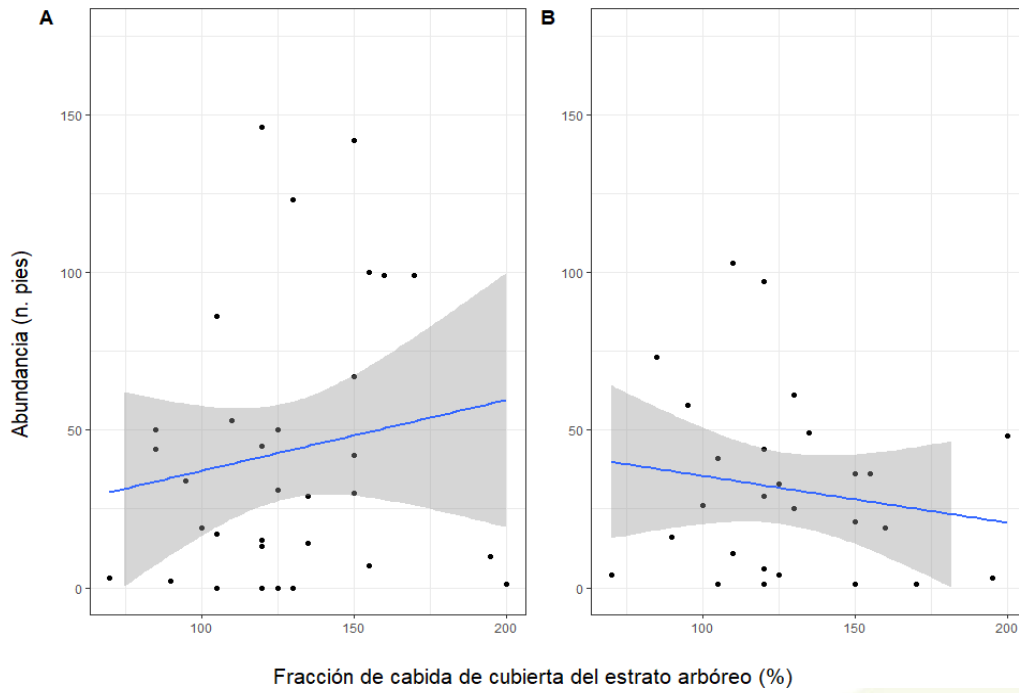


Figura 81. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con la fracción de cabida cubierta del estrato arbóreo Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B).

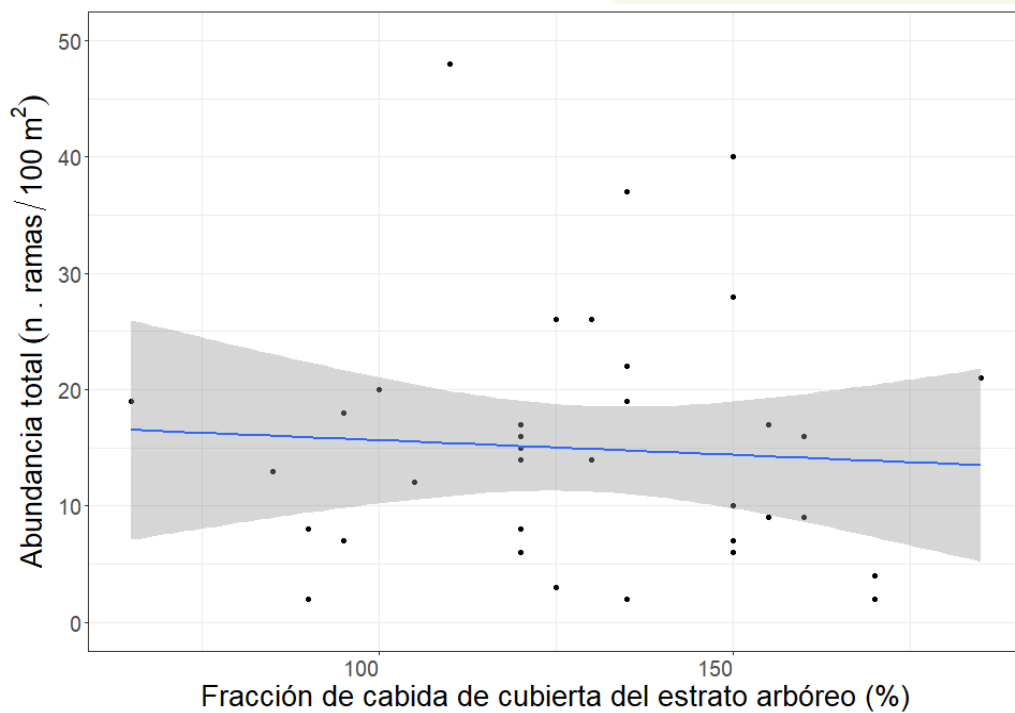


Figura 82. Relación entre la fracción de cabida cubierta del estrato arbóreo por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos, expresada como número de ramas por parcela. Una tendencia similar se encontró para la riqueza específica.

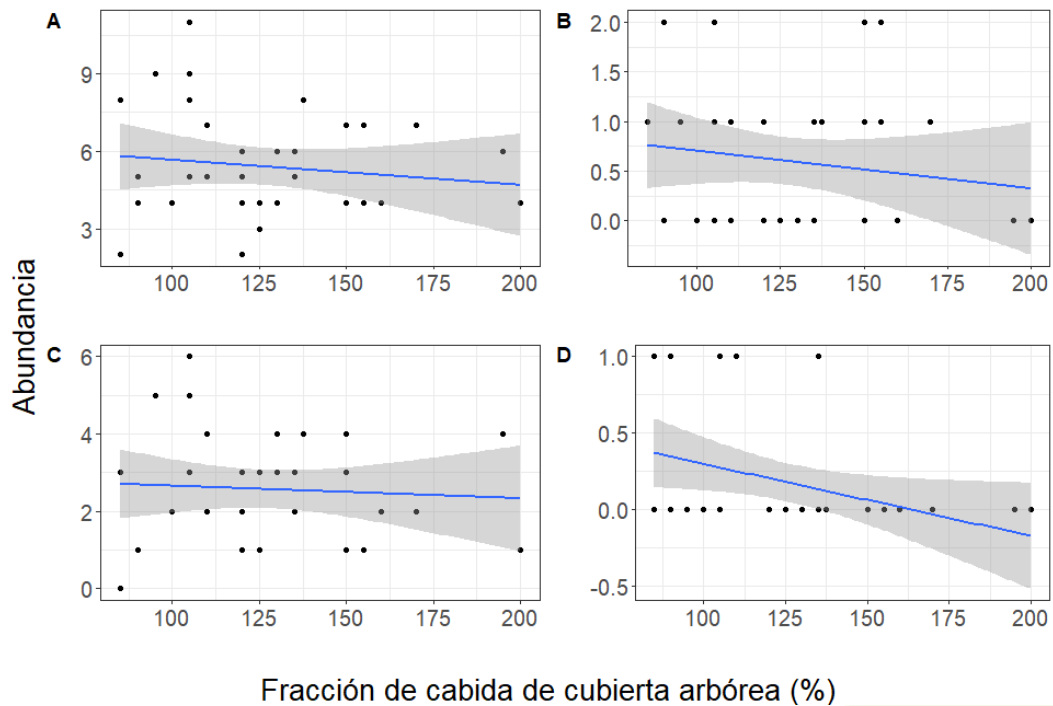


Figura 83. Relación entre la fracción de cabida de cubierta del estrato arbóreo por parcela y la abundancia de aves comunes, expresada como número de individuos por parcela. Total de aves (A), aves trepadoras (picos y otras) (B), aves de copas (paloma torcaz, arrendajo, pinzón vulgar, ente otras) (C) y generalistas (aves que frecuentan bosques, setos y espacios abiertos arbolados, como el mirlo común y el petirrojo) (D). Una tendencia similar se encontró para la riqueza específica.

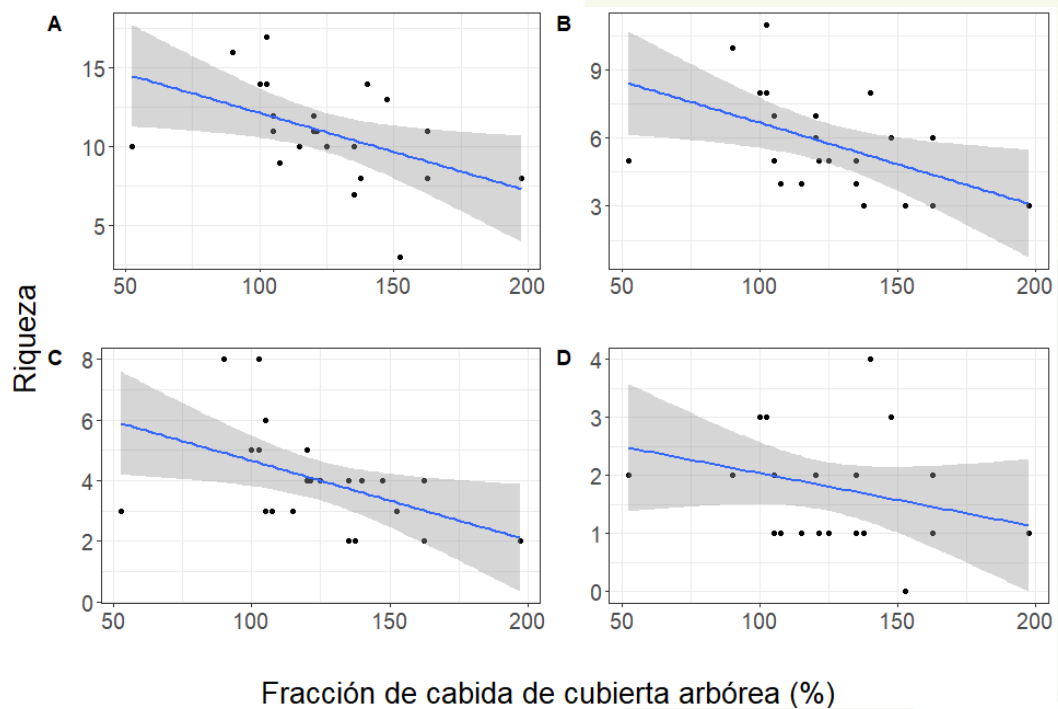


Figura 84. Relación entre la fracción de cabida cubierta del estrato arbóreo y la riqueza específica de murciélagos, expresada como número de especies por parcela excluyendo las especies más abundantes (género Pipistrellus). Una tendencia similar se encontró para la abundancia por parcela.

Cobertura del estrato arbustivo

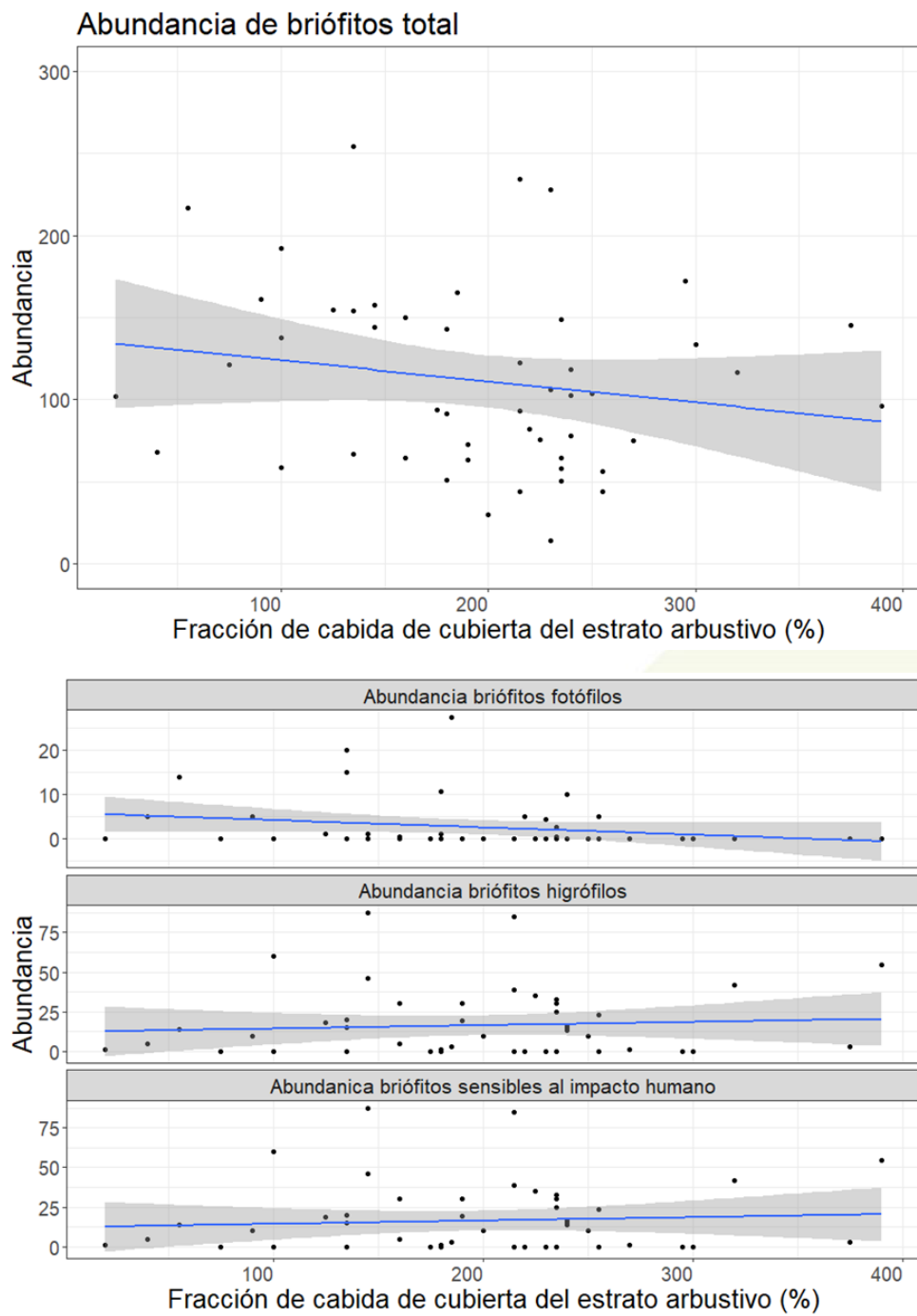


Figura 85. Relación entre la abundancia de briófitos, expresada como cobertura de epífitos por parcela en relación con la fracción de cabida cubierta del estrato arbustivo (izquierda). La misma relación tomando tres grupos funcionales: briófitos fotófilos, higrófilos y sensibles al impacto humano (derecha). Tendencia menos acusada en el caso de la riqueza específica.

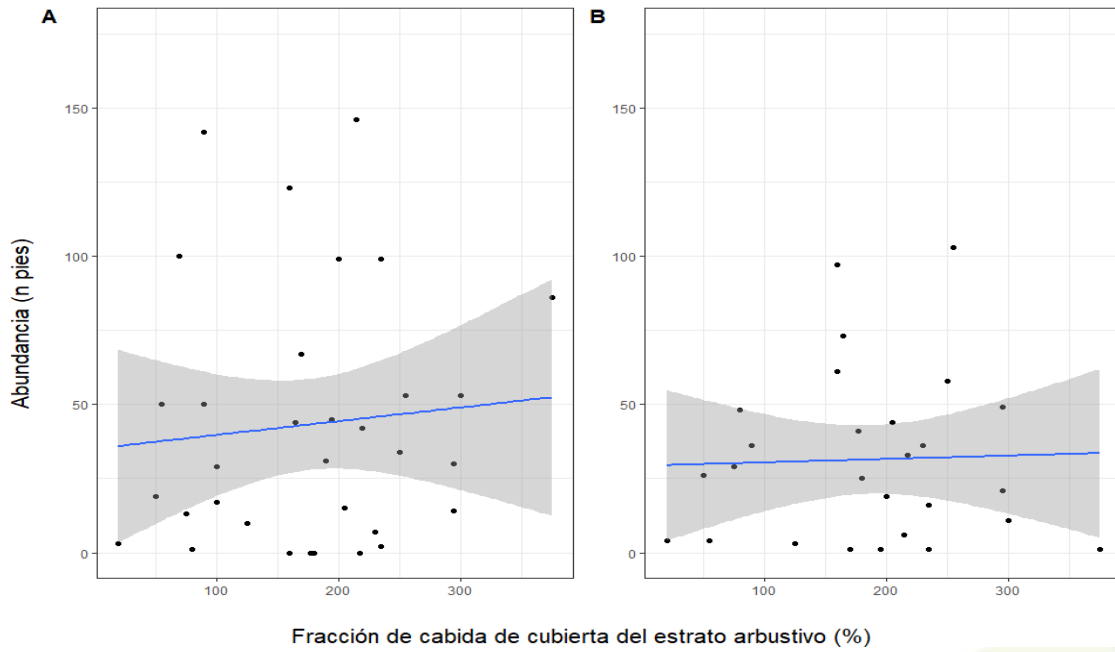


Figura 86. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con la fracción de cubrida cubierta del estrato arbustivo. Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B).

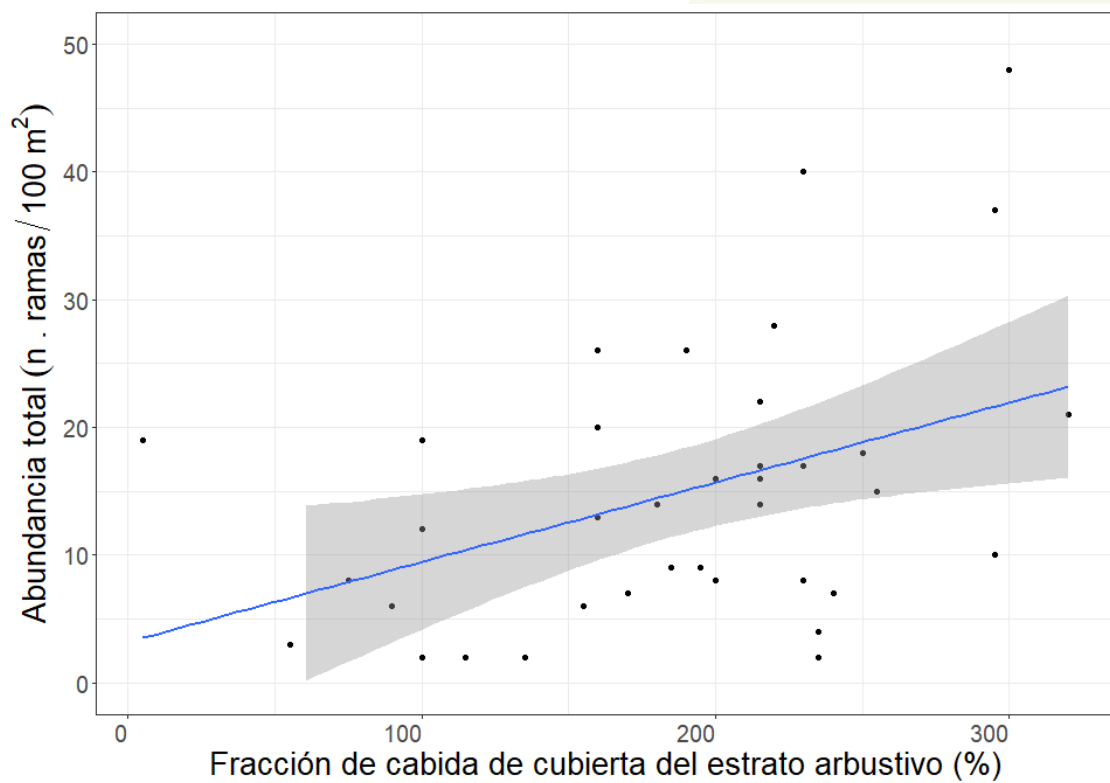


Figura 87. Relación entre la cobertura del estrato arbustivo por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos, expresada como número de ramas con carpóforos. Misma tendencia de pendiente menos acusada para la riqueza específica.

Área basimétrica

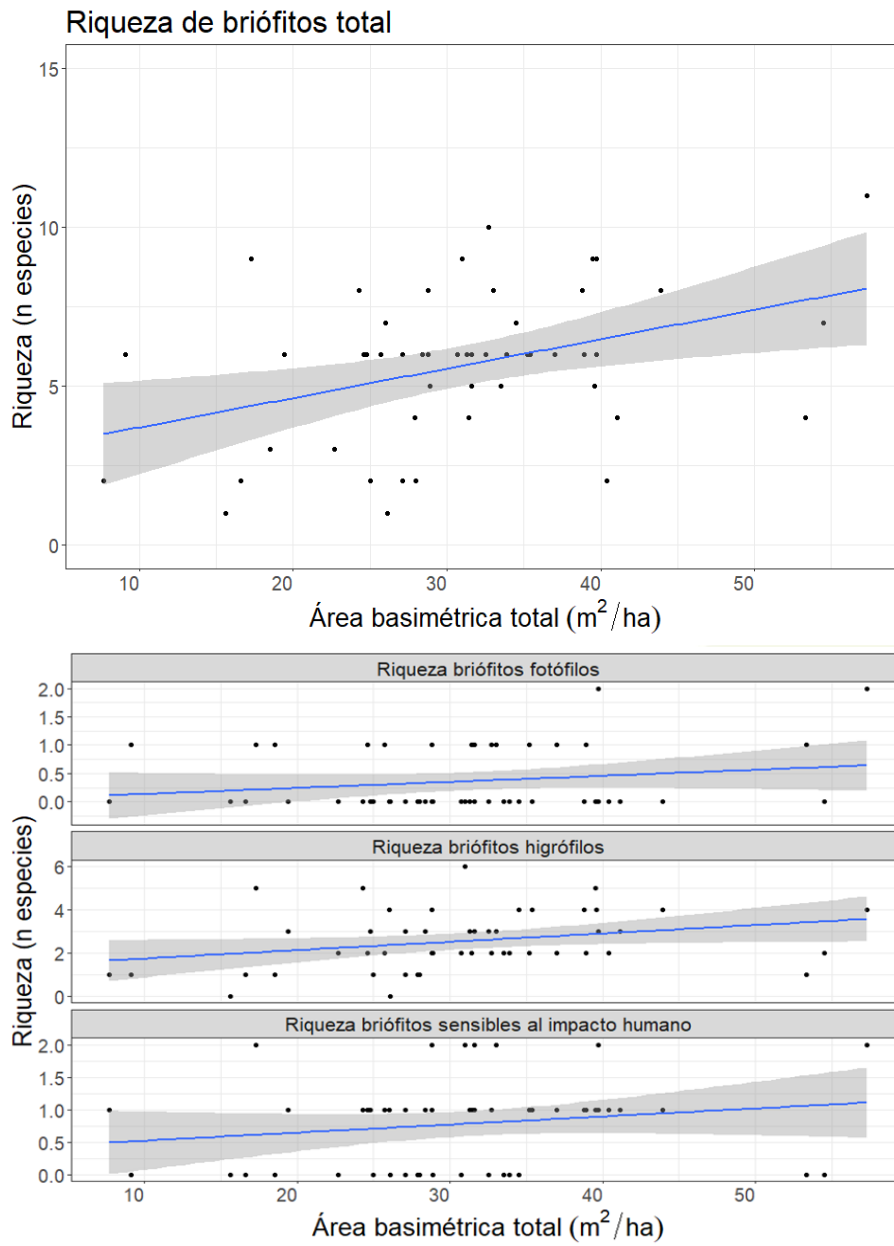


Figura 88. Relación entre la riqueza específica de briófitos, expresada como número medio de especies por parcela, en relación con el área basimétrica (izquierda). La misma relación tomando tres grupos funcionales: briófitos fotófilos, higrófilos y sensibles al impacto humano (derecha). La tendencia es similar tomando la abundancia de briófitos, pero menos acusada.

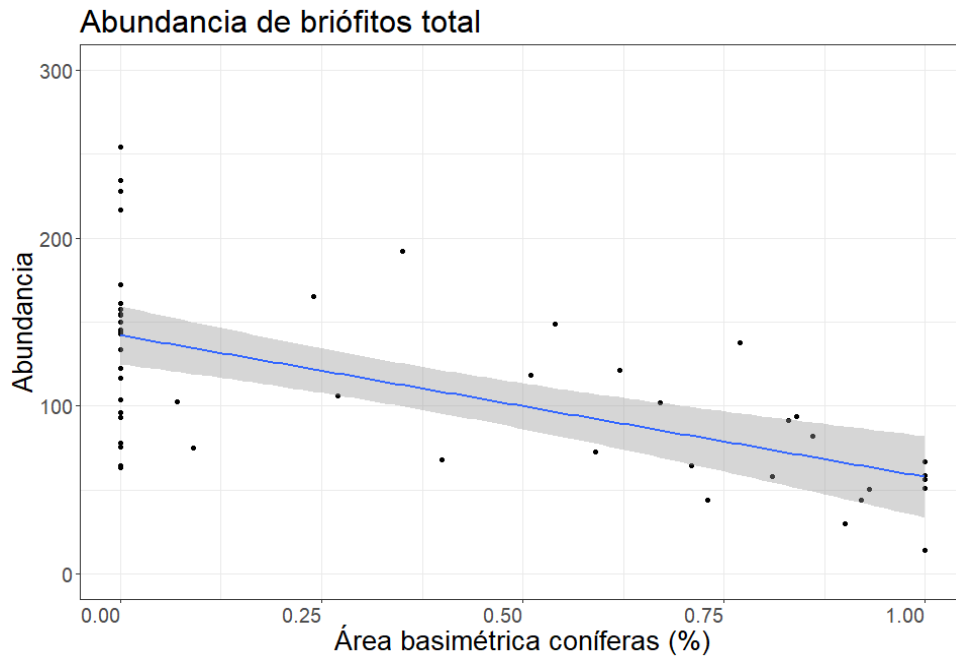


Figura 89. Relación entre la abundancia de briófitos, expresada como cobertura de epífitos por parcela en relación con el porcentaje de área basimétrica de coníferas. La misma relación tomando tres grupos funcionales: briófitos fotófilos, higrófilos y sensibles al impacto humano (derecha). La misma tendencia en el caso de riqueza específica de briófitos epífitos. Esta relación negativa se muestra más acusada en el gremio de los briófitos sensibles a l impacto humano.

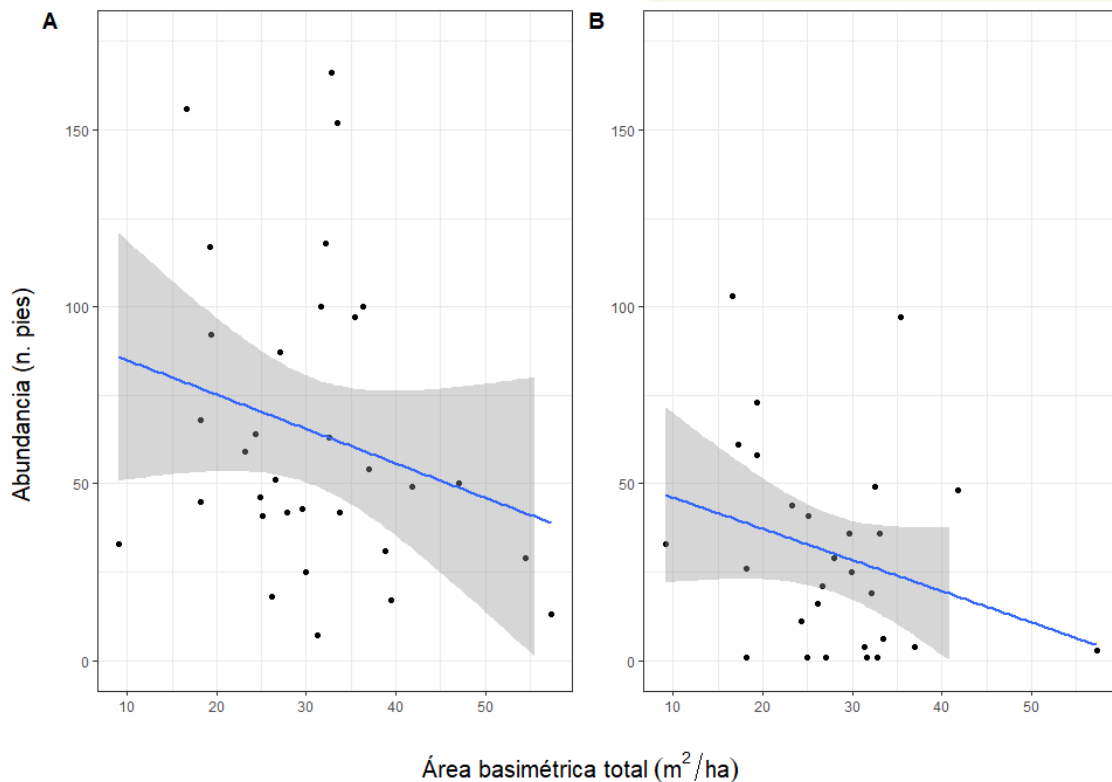


Figura 90. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con el área basimétrica total. Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B).

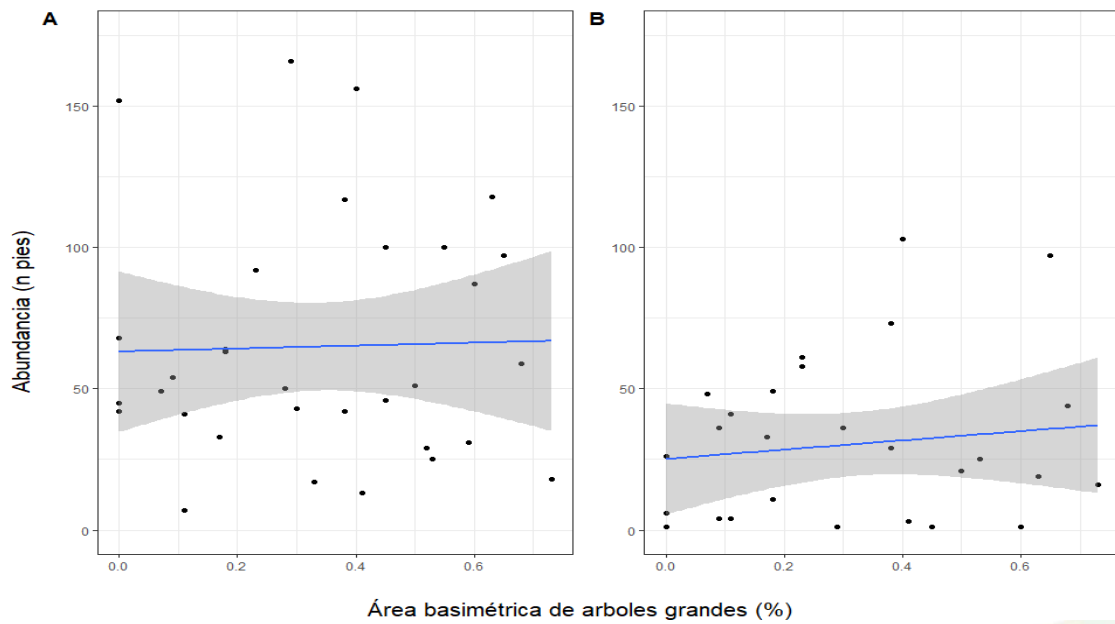


Figura 91. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con el área basimétrica de árboles grandes. Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B). Tendencia similar, pero menos acusada, para la riqueza específica.

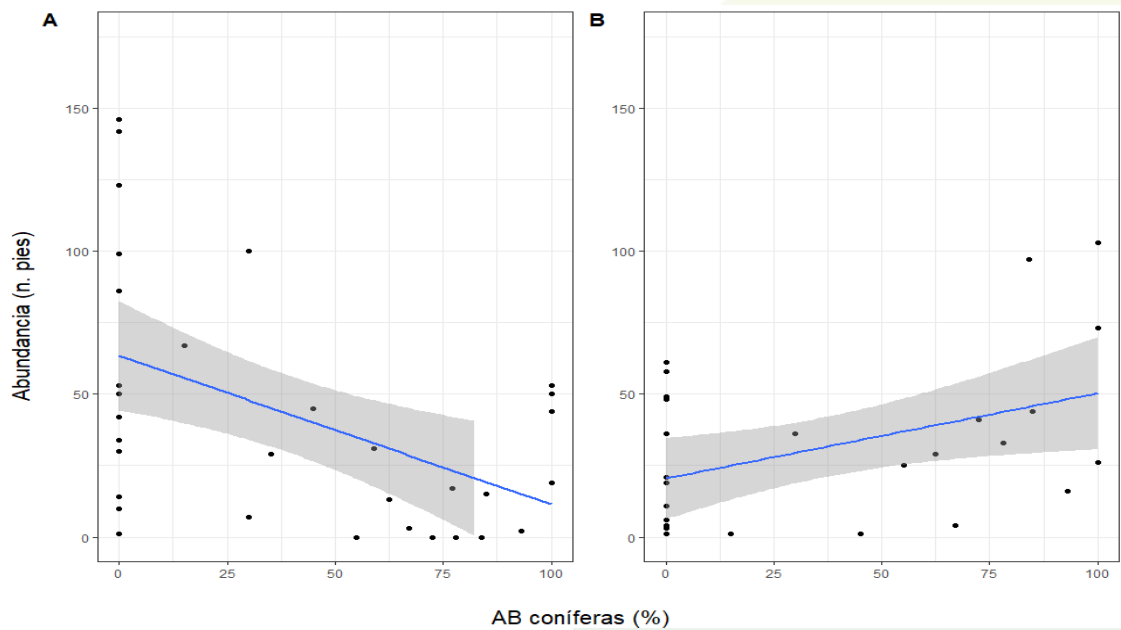


Figura 92. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con porcentaje del área basimétrica de coníferas. Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B). Tendencia similar, pero menos acusada, para la riqueza específica.

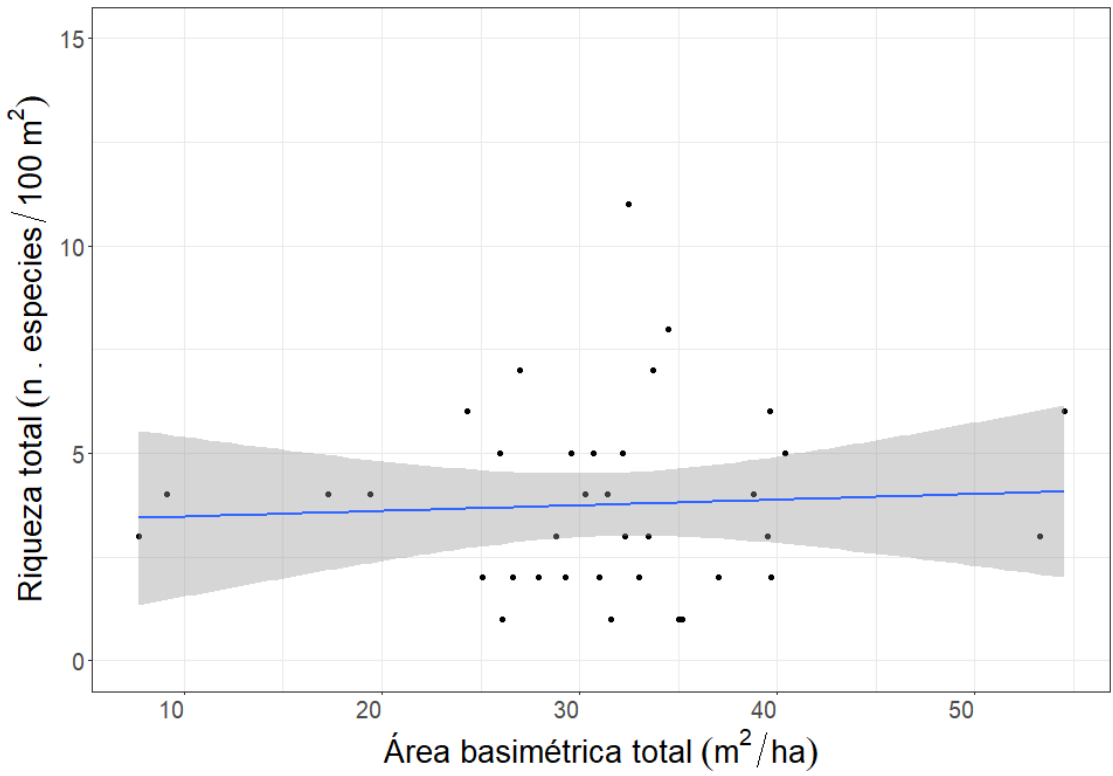
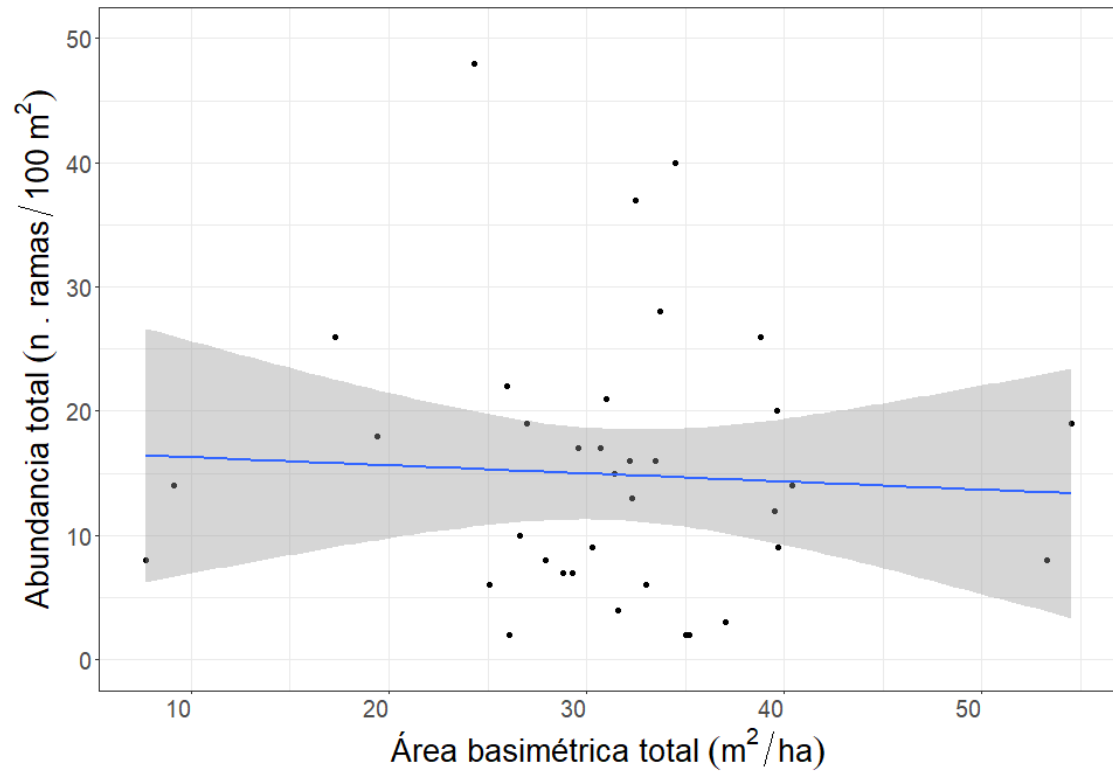


Figura 93. Relación entre la cobertura del estrato arbustivo por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos, expresada como número de ramas con carpóforos. Misma tendencia de pendiente menos acusada para la riqueza específica.

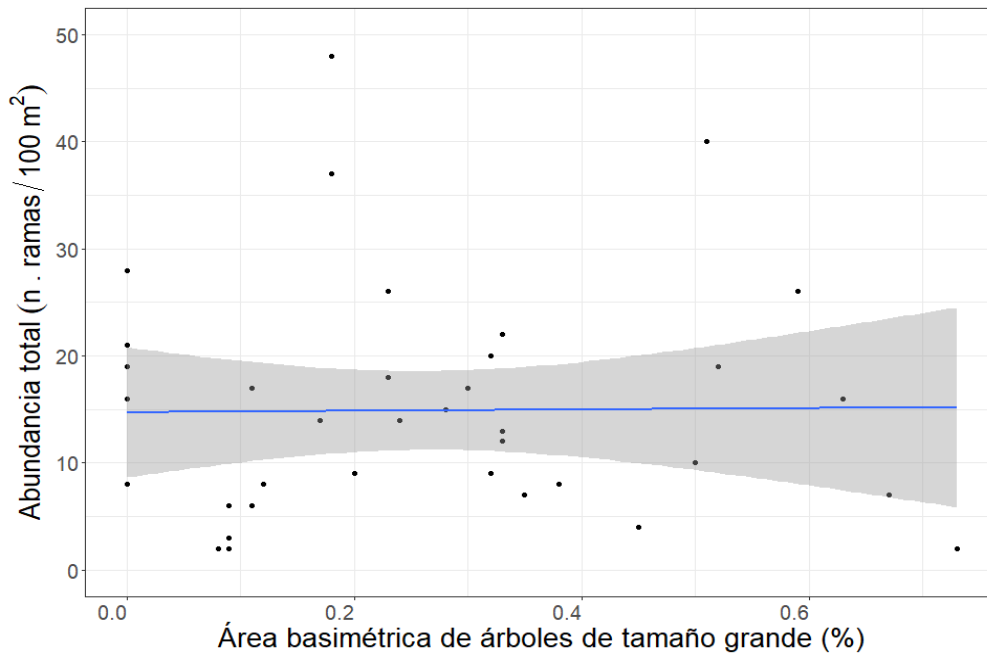


Figura 94. Relación entre el área basimétrica de árboles de gran tamaño por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos, expresada como número de ramas con carpóforos. Misma tendencia de pendiente menos acusada para la riqueza específica.

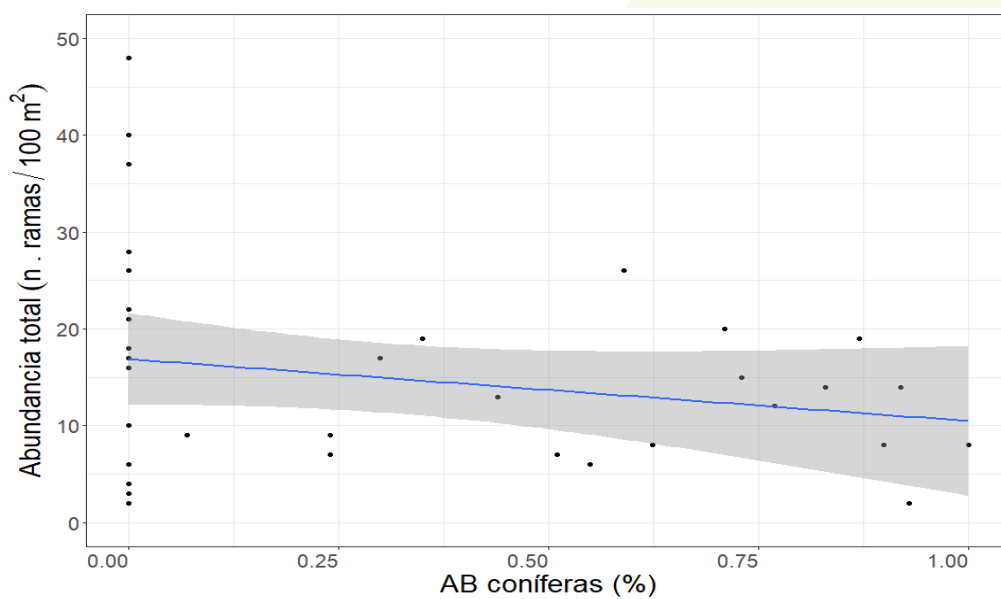


Figura 95. Relación entre el porcentaje de área basimétrica de especies de coníferas por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos. (0% = mayoría frondosas, 100% = mayoría coníferas). La tendencia en el caso de la riqueza específica de hongos.

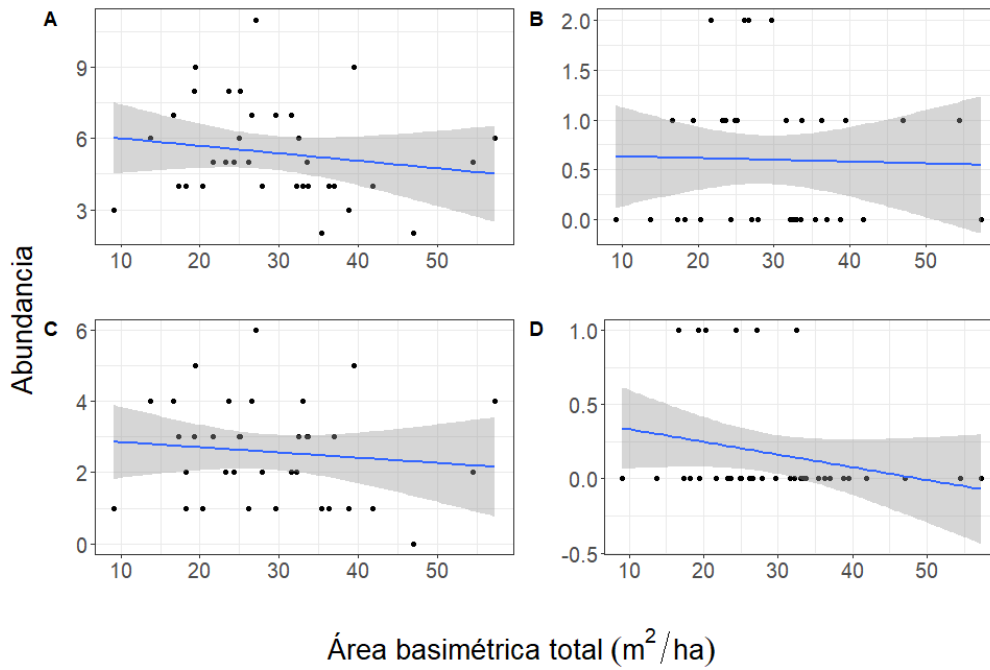


Figura 96. Relación entre el área basimétrica total por parcela y la abundancia de aves comunes, expresada como número de individuos por parcela. Total de aves (A), aves trepadoras (picos y otras) (B), aves de copas (paloma torcaz, arrendajo, pinzón vulgar, entre otras) (C) y generalistas (aves que frecuentan bosques, setos y espacios abiertos arbolados, como el mirlo común y el petirrojo) (D). Una tendencia similar se encontró para la riqueza específica.

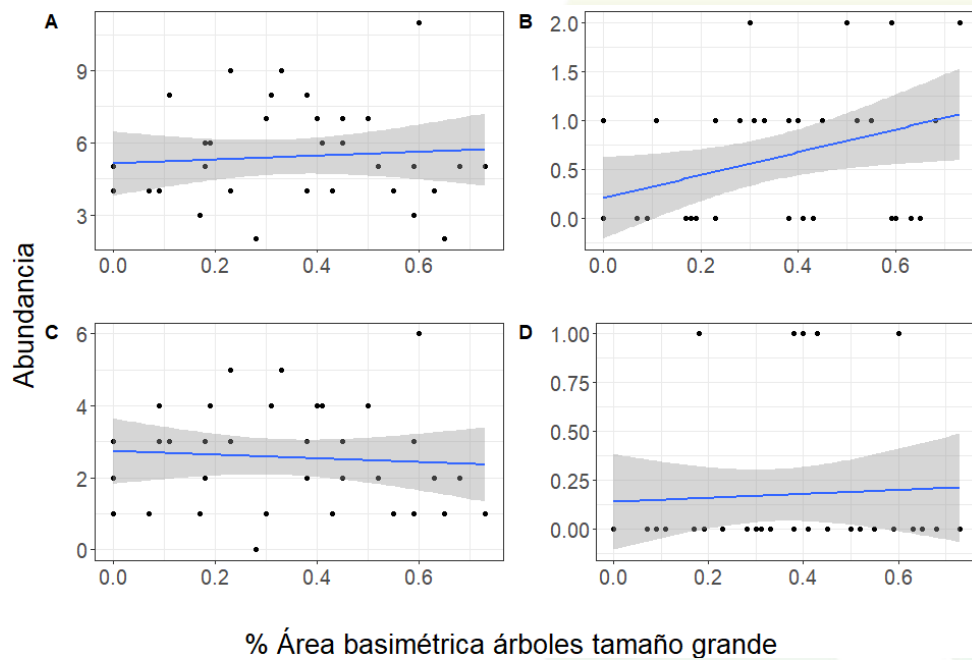


Figura 97. Relación entre el área basimétrica de árboles grandes (inventarios dasométricos) y la abundancia de aves comunes, expresada como número de individuos por parcela. Total de aves (A), aves trepadoras (picos y otras) (B), aves de copas (paloma torcaz, arrendajo, pinzón vulgar, entre otras) (C) y generalistas (aves que frecuentan bosques, setos y espacios abiertos arbolados, como el mirlo común y el petirrojo) (D). Una tendencia similar se encontró para la riqueza específica.

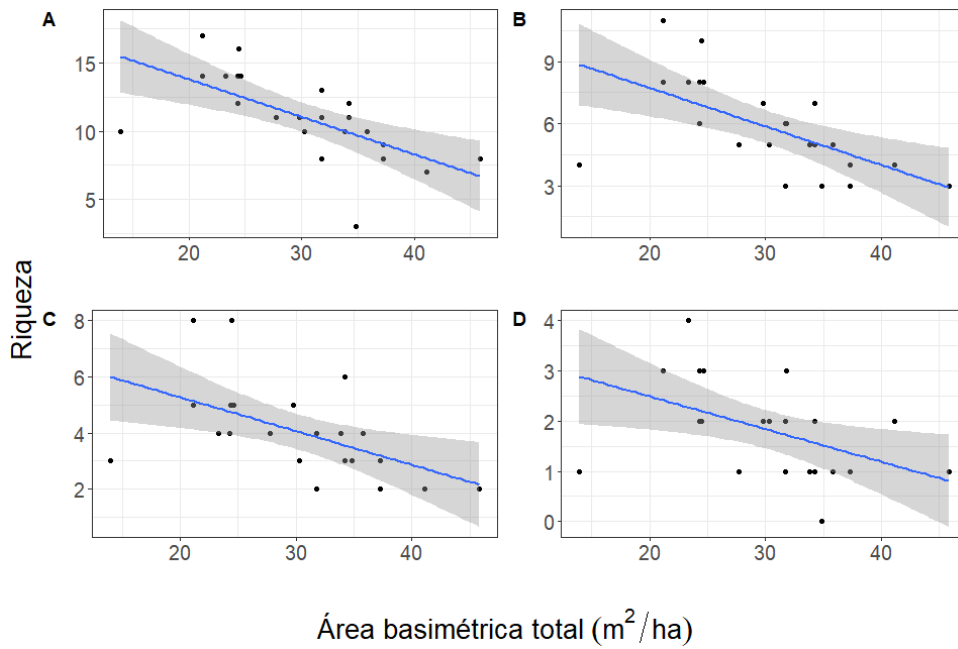


Figura 98. Relación entre el área basimétrica del conjunto del arbolado y la riqueza específica de murciélagos, expresada como número de especies por parcela. Total de especies (A); total sin las especies más abundantes (género *Pipistrellus*) (B); generalistas (especies que se refugian en árboles y otras cavidades) (C); especies arborícolas (se refugian en cavidades en árbol, habitualmente en bosques) (D). Una tendencia similar se encontró con el área basimétrica de árboles pequeños y medianos y para la abundancia de murciélagos por parcela.

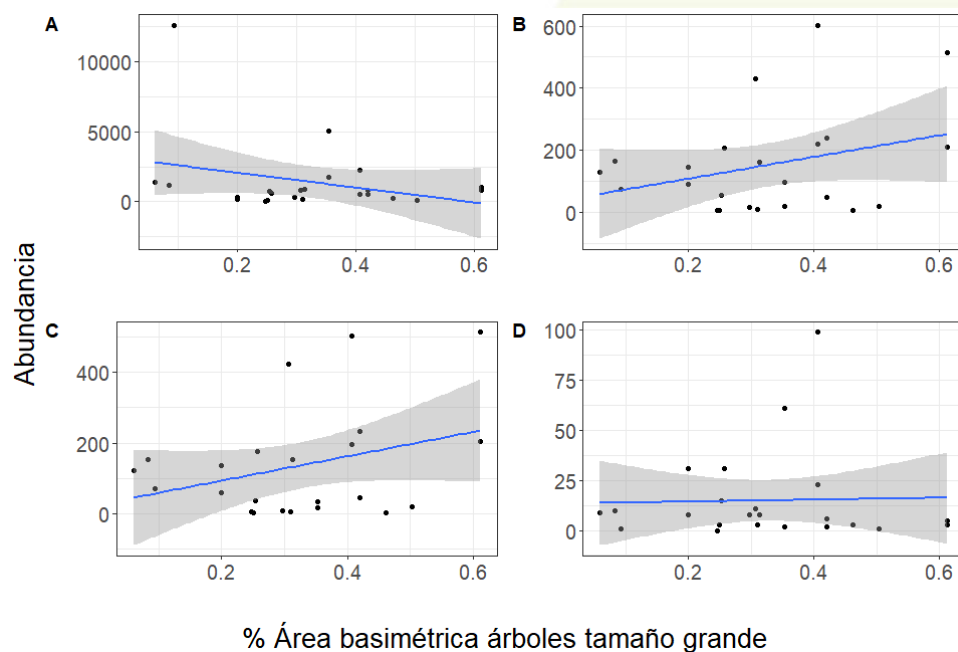


Figura 99. Relación entre el área basimétrica de árboles grandes y la abundancia de murciélagos, expresada como número de contactos auditivos por parcela. Total de especies (A); total sin las especies más abundantes (género *Pipistrellus*) (B); generalistas (especies que se refugian en árboles y otras cavidades) (C); especies arborícolas (se refugian en cavidades en árbol, habitualmente en bosques) (D). Misma tendencia, pero menos acusada, en el caso de la riqueza específica de cada grupo de murciélagos.

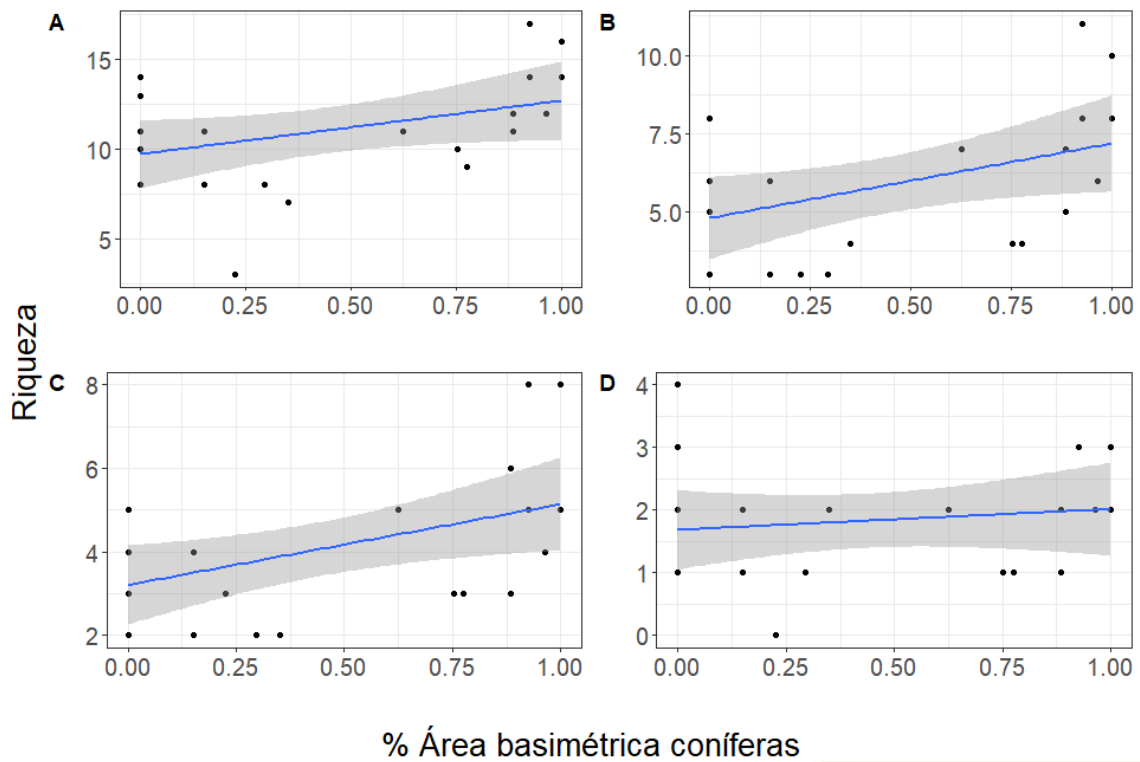


Figura 100. Relación entre el área basimétrica de coníferas y la riqueza de murciélagos, expresada como número de contactos auditivos por parcela. Total de especies (A); total sin las especies más abundantes (género *Pipistrellus*) (B); generalistas (especies que se refugian en árboles y otras cavidades) (C); especies arborícolas (se refugian en cavidades en árbol, habitualmente en bosques) (D). Tendencias similares para la abundancia de quirópteros, excepto para el área basal de coníferas para el grupo A, que muestra una correlación ligeramente negativa.

Madera muerta

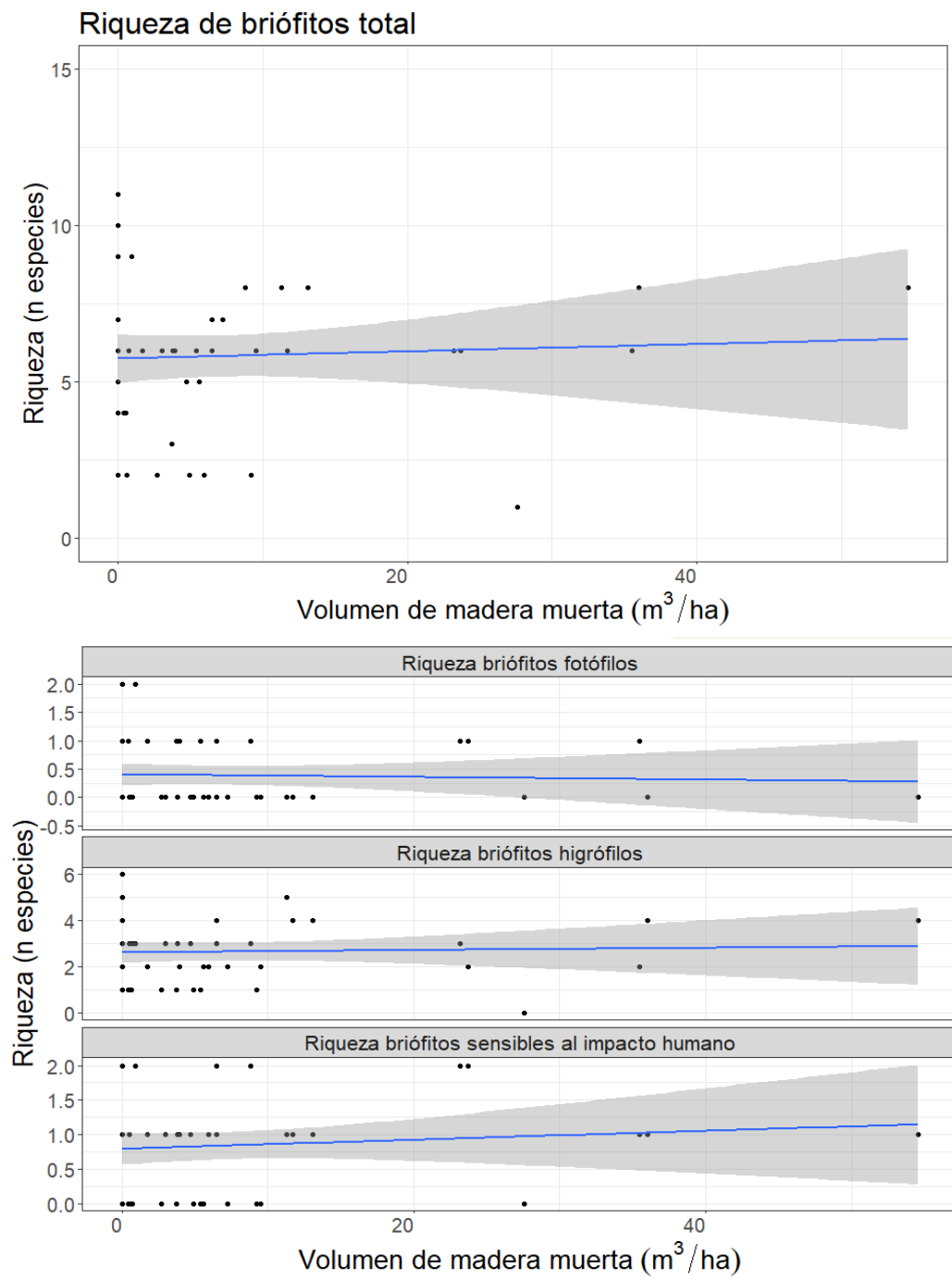


Figura 101. Relación entre la riqueza específica de briófitos, expresada como número de especies de epífitos por parcela en relación con el volumen de madera muerta (izquierda). La misma relación tomando tres grupos funcionales: briófitos fotófilos, higrófilos y sensibles al impacto humano (derecha). Ninguna tendencia, positiva o negativa en el caso de la cobertura de briófitos epífitos.

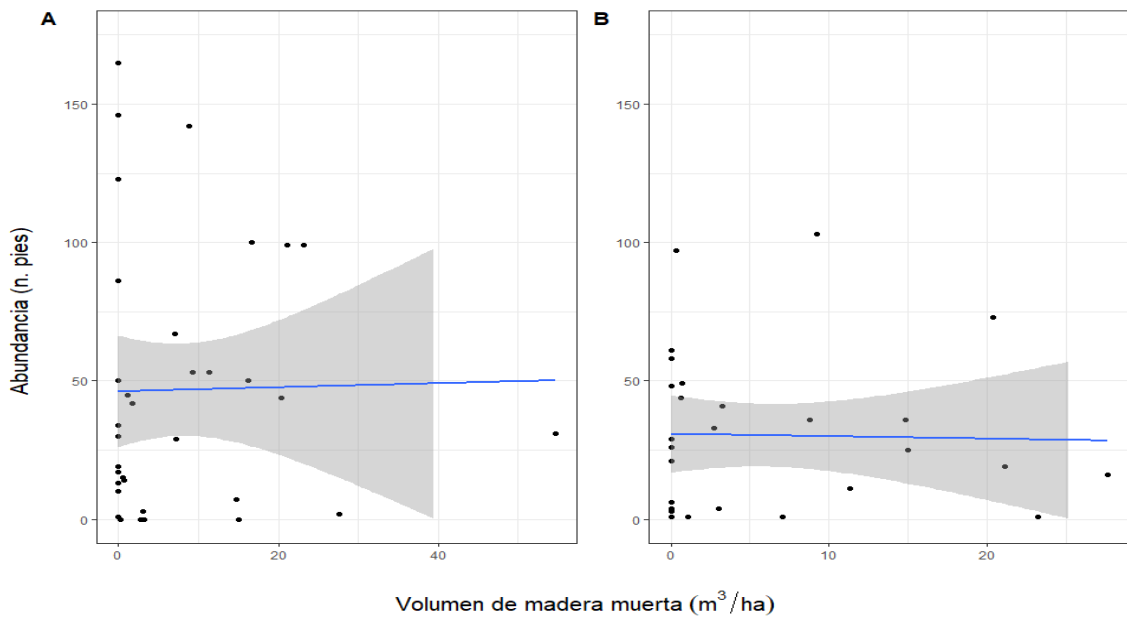


Figura 102. Relación entre la abundancia de plantas vasculares, expresada como número de individuos por parcela, en relación con el volumen de madera muerta en suelo y en pie. Especies no heliófilas (A) y especies heliófilas (B). Tendencia similar, pero menos acusada, para la riqueza específica.

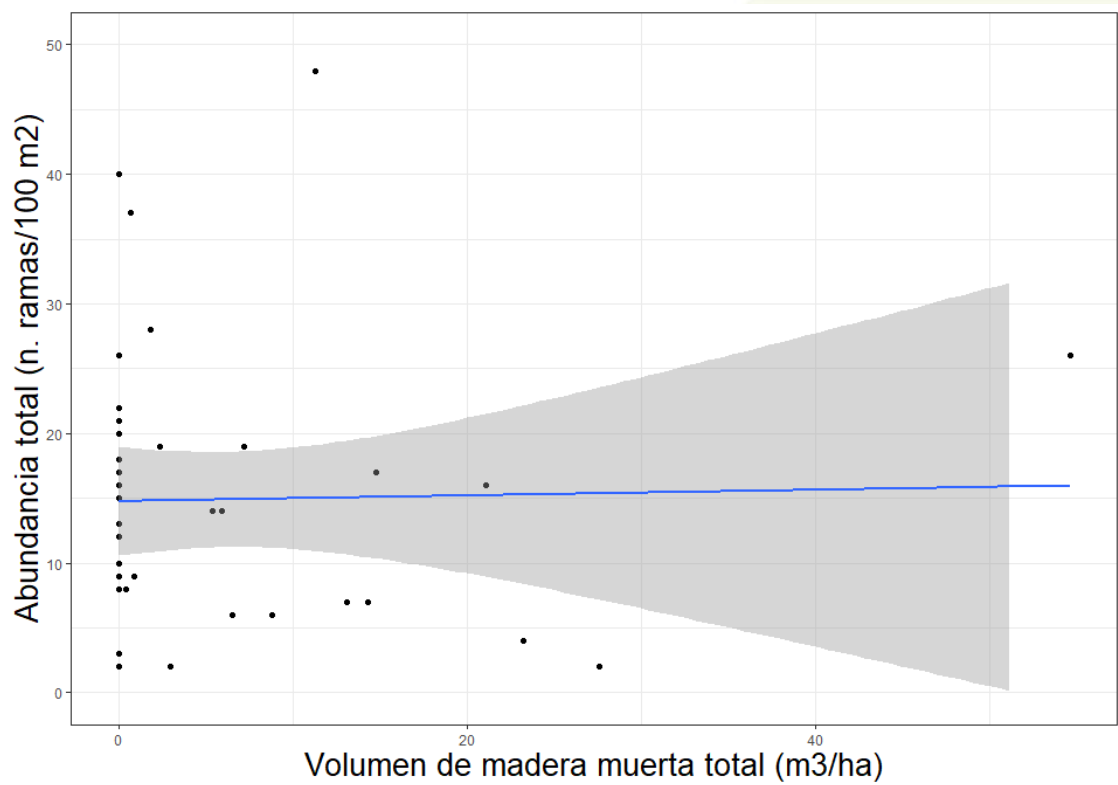


Figura 103. Relación entre el volumen de madera muerta tumbada por parcela y la abundancia de especies de hongos saproxílicos, expresada como número de ramas con carpóforos.

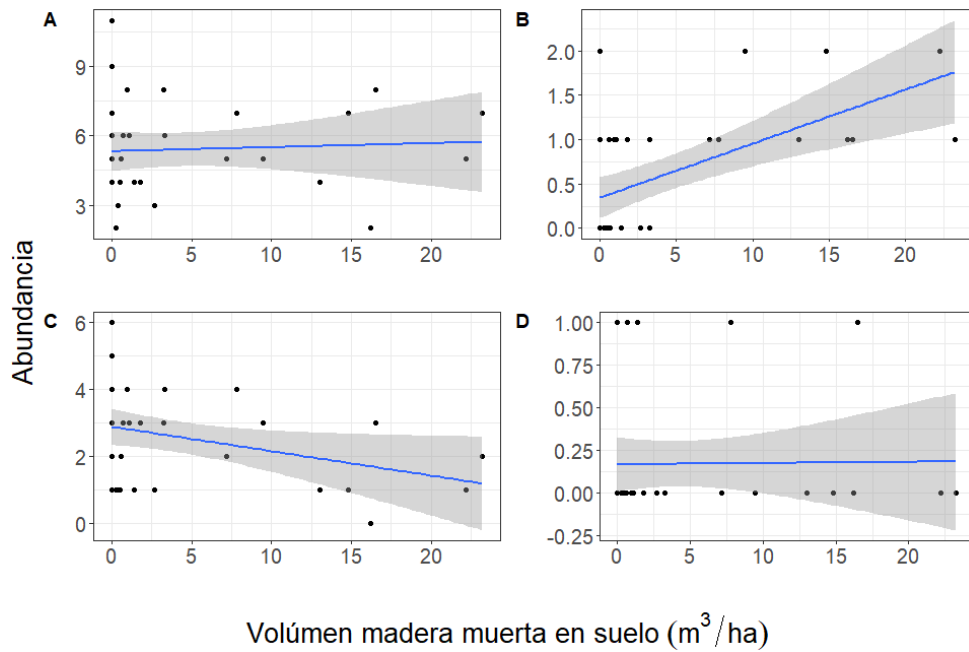


Figura 104. Relación entre el volumen de madera muerta en suelo y la abundancia de aves comunes, expresada como número de individuos por parcela. Total de aves (A), aves trepadoras (picos y otras) (B), aves de copas (paloma torcaz, arrendajo, pinzón vulgar, entre otras) (C) y generalistas (aves que frecuentan bosques, setos y espacios abiertos arbolados, como el mirlo común y el petirrojo) (D). La misma tendencia se observa con la riqueza específica. Se establece una correlación positiva entre las aves trepadoras y el volumen de madera muerta en suelo. Una tendencia similar se observa con la madera muerta en pie, pero menos acusada.

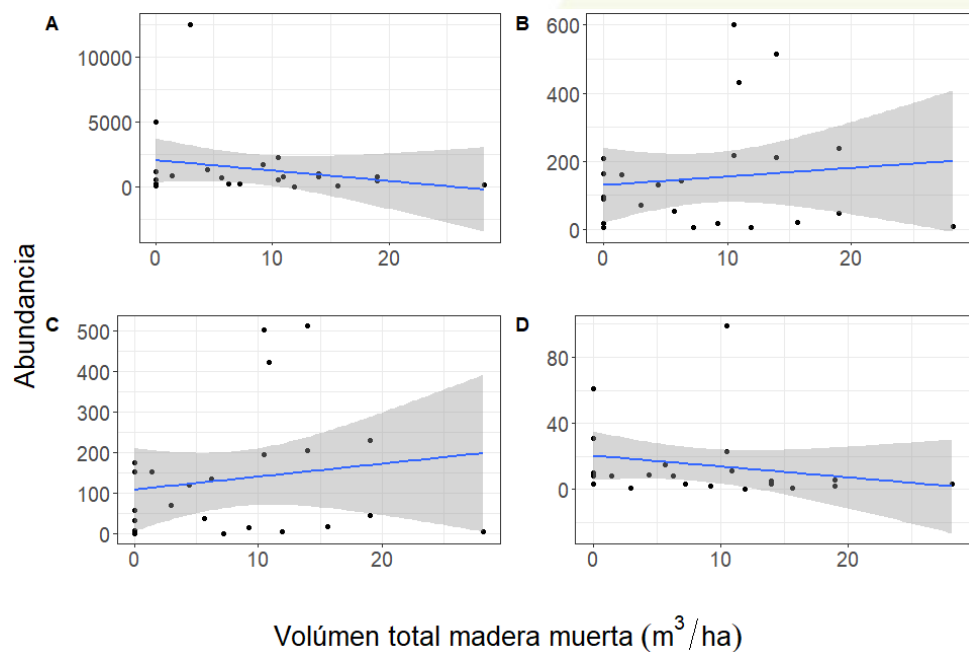


Figura 105. Relación entre el volumen de madera muerta y la abundancia de murciélagos, expresada como número de contactos por parcela. Total de especies (A); total sin las especies más abundantes (género Pipistrellus) (B); generalistas (especies que se refugian en árboles y otras cavidades) (C); especies arborícolas (se refugian en cavidades en árbol, habitualmente en bosques) (D). Misma tendencia, pero con pendiente menos acusada, cuando se considera el volumen de madera muerta en suelo.

5.4. Modelos de selección del hábitat

Tabla 30. Resultados del análisis GLM para los datos de riqueza específica de briófitos epífitos.

Origen	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	442,875 ^a	31	14,286	14,368	<,001
Intersección	240,971	1	240,971	242,344	<,001
*Hábitat	18,419	8	2,302	2,315	,021
*Forófito	96,997	11	8,818	8,868	<,001
Hábitat*Forófito	16,361	12	1,363	1,371	,180
Error	238,640	240	,994		
Total	2514,000	272			
Total corregido	681,515	271			

a. R al cuadrado = ,650 (R al cuadrado ajustada = ,605)

Tabla 31. Resultados del análisis GLM para los datos de cobertura de briófitos epífitos.

Origen	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	54516,363 ^a	31	1758,592	9,659	,000
Intersección	29980,221	1	29980,221	164,666	,000
*Hábitat	5091,180	8	636,398	3,495	,001
*Forófito	10183,202	11	925,746	5,085	,000
*Hábitat*Forófito	4716,570	12	393,048	2,159	,014
Error	43695,962	240	182,067		
Total	284967,237	272			
Total corregido	98212,324	271			

a. R al cuadrado = ,555 (R al cuadrado ajustada = ,498)

Tabla 32. Modelo de selección de variables estructurales simples, condicionadas por la gestión forestal, por parte de los briofitos epífitos.

Briofitos epífitos	Estimate	Std. Error	t value	p
Intercept	186,93	18,223	10,26	***
Cobertura arbustiva	- 0,01	0,079	- 2,74	**
AB coníferas	- 91,92	15,289	- 6,01	***

Tabla 33. Modelo de selección de variables estructurales simples, condicionadas por la gestión forestal, por parte de los hongos saproxílicos.

Hongos saproxílicos	Estimate	Std. Error	t value	p
Intercept	1,93	0.318	6.07	***
Cobertura arbustiva	0,01	0.002	2.47	***

Tabla 34. Modelo de selección de variables estructurales simples, condicionadas por la gestión forestal por parte del conjunto de aves comunes.

Aves comunes	Estimate	Std. Error	z value	p
(Intercept)	1,6152	0,0826	19,562	***
Árboles excepcionales	0,0176	0,0084	2,101	*

Tabla 35. Modelo de selección de variables estructurales simples, condicionadas por la gestión forestal por parte del conjunto de la comunidad de murciélagos.

Murciélagos	Estimate	Std. Error	z value	p
(Intercept)	6,876	0,8591	8,004	***
Arboles medianos	-0,011	0,0029	-3.963	***
Árboles pequeños	-0,001	0,0005	-2.876	**
Árboles grandes	- 0,085	0,0317	-2.681	**
Madera muerta	- 0,071	0,0275	-2.561	*

6. Conclusiones

En relación con el efecto de las intervenciones sobre la madurez de los rodales:

- En los **encinares** (acción C1), con relación al índice de madurez, con gestión de referencia o naturalística (acción C1) no hay casi diferencias entre el antes y el después de las actuaciones. Por criterios, la complejidad estructural en general se ha reducido porque ha habido una simplificación más o menos acusada de la estructura y, en cuanto a la senectud, apenas ha cambiado porque o bien no se ha generado madera muerta o ha sido tan poca que no ha tenido efecto en el valor de senectud.
- En los **pinos de pino carrasco** (acción C2), la gestión naturalística ha mejorado el índice de madurez solo en el rodal mixto con gestión naturalística por el aumento significativo de la madera muerta. Para el resto de los rodales los cambios son imperceptibles o de muy poca entidad.
- En los **robledales mediterráneos** (acción C3), ha habido una disminución del índice de madurez en los rodales con gestión de referencia debido a la disminución del volumen de madera muerta o del número de pies excepcionales. En cambio, la gestión naturalística ha permitido mantener o aumentar el valor del índice, sobre todo en el rodal puro donde el aumento de la cantidad de madera muerta ha tenido efecto en el criterio de senectud. Los cambios en el criterio de complejidad han sido casi imperceptibles en todos los casos.
- En los **rodales de gestión de preparación a dinámica natural** (acción C4) los resultados han sido desiguales. En los rodales puros, apenas ha habido cambios en el índice de madurez porque, aunque la actuación ha permitido aumentar la senectud, debido a la generación de madera muerta, ésta ha ido en detrimento de la complejidad estructural. La corta y anillamiento de pies ha producido una reducción suficiente del área basal como para rebajar el valor del indicador correspondiente. En dos de los tres rodales, además, se ha simplificado la estructura vertical. En cambio, en los rodales mixtos ha habido en todos los casos un aumento significativo del índice de madurez. En este caso, el incremento de los valores de senectud, debido al aumento de la madera muerta, se ha realizado sin que haya tenido efecto sobre el criterio de complejidad.
- En los rodales de gestión de preparación a dinámica natural se ha podido demostrar que el hecho de generar madera muerta en pie y en el suelo permite un salto cualitativo significativo en cuanto a madurez si partimos de rodales con síntomas de madurez sobre los cuales el generar madera muerta no supone una reducción significativa de la complejidad estructural.
- En relación con los **pies anillados** se ha podido demostrar que es posible generar madera muerta en pie en poco tiempo tanto en frondosas como coníferas. Sin embargo, el porcentaje de éxito es algo más reducido en frondosas, especialmente en encinas (40% de éxito) en dos años y medio.

- También se ha podido demostrar que al poco tiempo de generar madera muerta en pie o en el suelo aparecen **dendromicrohábitats** (DMH) en un porcentaje significativo de los pies, de nuevo más elevado en coníferas que en frondosas.
- Para poder mantener en el futuro la madurez de los rodales y los procesos ecológicos asociados sería conveniente realizar pequeñas intervenciones. Repetirlo cada 5-7 años podría ser suficiente. La intervención siempre solo sería necesaria si la propia dinámica natural no ha generado madera muerta en cantidades suficientes.
- Finalmente, se ha podido demostrar que con una gestión quirúrgica, anillando o cortando entre 15-20 árboles/ha, se consiguen resultados muy significativos en cuanto a mejora de la madurez.

En relación con la biodiversidad en general:

1. Sin efecto estadísticamente significativo de los tratamientos selvícolas, probablemente debido al poco cambio estructural y tamaño muestral.
2. Diferencias entre hábitats sólo en algún grupo (briófitos), pero si en la proporción coníferas/frondosas a escala de rodal.
3. Gran riqueza específica de coleópteros saproxílicos. Se espera una respuesta a medio plazo esperable en los organismos saproxílicos (diferentes estadios de descomposición de la madera muerta) y briófitos (luz y humedad).
4. La relación de indicadores directos con variables físicas según la localidad (humedad ambiental, orientación) puede ser más importante que la estructura forestal cuando existe un escaso gradiente de cambio estructural. Ej: briófitos en masas irregulares.
5. A pesar de no haber gradientes muy marcados en los rodales BIORGEST, se han encontrado correlaciones de indicadores directos con variables estructurales clave: AB, árboles grandes, madera muerta, recubrimiento arbóreo y arbustivo, proporción coníferas/frondosas.
6. No todos los indicadores y grupos funcionales están asociados a las mismas variables de estructura forestal. Probablemente son más complementarios que excluyentes, al menos en el caso de grupos funcionales arborícolas.
7. Mejores indicadores a escala de rodal: saproxílicos y briófitos y, en segundo lugar, aves trepadoras y flora vascular asociada a claros. Las especies cavícolas (murciélagos, aves) requieren un seguimiento específico que, probablemente, permitiría establecer umbrales (por ej., nº mínimo de cavidades/ha).
8. Se necesita un mayor número de datos (réplicas) a partir de gradientes estructurales amplios (madera muerta, árboles grandes, etc.) para construir modelos más fuertes y establecer umbrales.

En relación con los briófitos:

1. Se han inventariado 62 especies (53 musgos y 9 hepáticas). No se han detectado especies amenazadas o singulares incluidas en listas rojas.
2. Sin diferencias significativas antes/después de los tratamientos.
3. Relación con el grado de humedad, orientación y forófito.
4. Más abundancia en encinares y robledales húmedos.
5. Relación positiva con el AB y negativa con el recubrimiento arbustivo y el AB de coníferas.

En relación con la flora vascular:

1. Hasta 79 especies inventariadas. No se han detectado especies amenazadas.
2. Sin diferencias significativas antes/después de los tratamientos.
3. Presencia de 9 especies nemorales con más de 10% de frecuencia de aparición.
4. Relación positiva con la FCC, la cobertura arbustiva y el AB de árboles grandes y negativa con el AB total.

En relación con los hongos saproxílicos:

1. Se inventariaron 182 especies de hongos, con 54 especies saproxílicas. No se han detectado especies amenazadas o singulares incluidas en listas rojas. Sin embargo, muchas no están evaluadas.
2. Sin diferencias significativas antes/después de los tratamientos.
3. Relación positiva con el recubrimiento arbustivo y la madera muerta y negativa con el AB de coníferas.

En relación con coleópteros saproxílicos:

1. La riqueza de coleópteros saproxílicos es muy alta en todos los hábitats.
2. Hay pocas especies comunes y muchas, la mayoría son raras y poco abundantes.
3. A pesar de que las comunidades de estos organismos son bastante diferentes, más entre coníferas (pinar) y planifolias (robledal y encinar) que entre estas últimas, sus abundancias y número de especies no difieren entre ellas.

En relación con las aves:

1. El muestreo se ha centrado en pájaros comunes (47 especies inventariadas, de las que 37 eran de bosques).
2. Sin diferencias significativas antes/después de los tratamientos.
3. Relación positiva con árboles grandes, con madera muerta (trepadores) y negativa con el área basal.

4. El gremio de pájaros trepadores es el de mejor valor indicador: poco representado en los rodales BIORGEST.

En relación con los quirópteros:

1. Inventariadas 20 especies/grupos fónicos, con al menos 5 especies arborícolas.
2. Presencia probada o probable de especies amenazadas (pocos contactos).
Ej: *Barbastella barbastellus*.
3. Sin diferencias significativas antes/después de los tratamientos.
4. Relación positiva con árboles grandes y madera muerta y negativa con el AB de árboles medianos y pequeños.

Conclusions

In relation to the effect of the interventions on stand maturity:

- In **holm oak** stands (action C1), in relation to the maturity index, with reference or naturalistic management (action C1) there are almost no differences between before and after the actions. By criteria, structural complexity in general has been reduced because there has been a simplification of the structure. No dead wood has been generated or there has been so little that it has had no effect on the senescence value.
- In the **Aleppo pine** stands (action C2), naturalistic management has improved the maturity index only in the mixed stand with naturalistic management due to a significant increase in dead wood. For the rest of the stands the changes are imperceptible or very small.
- In **Mediterranean oak** stands (action C3), there has been a decrease in the maturity index in stands with reference management due to a decrease in the volume of dead wood or in the number of exceptional trees. On the other hand, naturalistic management made it possible to maintain or increase the value of the index, especially in the pure stand where the increase in the amount of dead wood influenced the senescence criterion. Changes in the complexity criterion were almost imperceptible in all cases.
- In the stands under management of **preparation to natural dynamics** (action C4) the results have been uneven. In pure stands, the action has allowed an increase in senescence due to the generation of dead wood, but there have been hardly any changes in the maturity index because this has been to the detriment of structural complexity. The felling and girdling of trees have produced a sufficient reduction in the basal area to lower the value of the corresponding indicator. In two of the three stands, the vertical structure has also been simplified. On the other hand, in all mixed stands there has been a significant increase in the maturity index. In this case, the increase in senescence values has been carried out without influencing the complexity criterion due to the increase in dead wood.
- In the management stands for preparation for natural dynamics, it has been demonstrated that the fact of generating dead wood standing and, on the ground, allows a significant qualitative leap in terms of maturity in stands with symptoms of maturity and in which to generate dead wood. It does not represent a significant reduction in structural complexity.
- In relation to girdled trees, it has been demonstrated that it is possible to generate standing dead wood in a short time in both hardwoods and coniferous trees. However, the success rate is somewhat smaller in hardwoods, especially in holm oaks (40% success) in two and a half years.

- It has also been demonstrated that shortly after the generation of standing or ground dead wood, **dendromicrohabitats** (DMH) appear in a significant percentage of the stands, again higher in conifers than in hardwoods.
- To maintain in the future the maturity of the stands and associated ecological processes, it would be convenient to carry out small interventions. Repeating it every 5-7 years could be sufficient. Intervention would always only be necessary if the natural dynamics itself has not generated dead wood in sufficient quantities.
- Finally, it has been possible to demonstrate that with low level management, girdling or cutting between 15-20 trees/ha, very significant results in terms of maturity improvement are achieved.

In relation to biodiversity in general:

1. No statistically significant effect of silvicultural treatments, probably due to the low structural change and sample size.
2. Differences between habitats only in some groups (bryophytes), but only in the conifer/hardwood ratio at the stand scale.
3. High specific richness of saproxylic coleoptera. A medium-term response is expected in saproxylic organisms (different stages of decomposition of dead wood) and bryophytes (light and humidity).
4. The relation of direct indicators with physical variables according to locality (environmental humidity, orientation) may be more important than forest structure when there is little gradient of structural change. E.g.: bryophytes in irregular stands.
5. Although there are no marked gradients in BIORGEST stands, direct indicator correlations have been found with key structural variables: basal area, large trees, dead wood, tree and shrub cover, conifer/hardwood ratio.
6. Not all indicators and functional groups are associated with the same forest structure variables. They are probably complementary rather than exclusive, at least in the case of arboreal functional groups.
7. Best indicators at stand scale: saproxylic fungi and bryophytes and, secondly, climbing birds and vascular flora associated with clearings. Cavity species (bats, birds) require specific monitoring that would probably allow the establishment of thresholds (e.g., minimum number of cavities/ha).
8. More data (replicates) from large structural gradients (dead wood, large trees, etc.) are needed to build stronger models and establish thresholds.

In relation to bryophytes:

1. 62 species have been inventoried (53 mosses and 9 liverworts). No endangered or singular species included in red lists have been detected.
2. No significant differences before/after treatments.
3. Relations with the degree of humidity, orientation and phorophyte.
4. More abundant in holm oak and pubescent oak.

5. Positive relationship with total basal area and negative with shrub cover and basal area of conifers.

In relation to the vascular flora:

1. Up to 79 inventoried species. No endangered species have been detected.
2. No significant differences before/after treatments.
3. Presence of 9 nemoral species with more than 10% of occurrence.
4. Positive relations with covering, shrub cover and basal area of large trees, and negative with total basal area.

In relation to saproxylic fungi:

1. 182 species of fungi were inventoried, with 54 saproxylic species. No endangered or singular species included in red lists have been detected. However, many are not evaluated.
2. No significant differences before/after treatments.
3. Positive connection with shrub cover and dead wood and negative with conifer BA.

In relation to saproxylic coleoptera:

1. The richness of saproxylic coleoptera is very high in all habitats.
2. There are few common species and many, most are rare and not very abundant.
3. Although the communities of these organisms are quite different, more between conifers (pine forest) and deciduous (oak and holm oak forest) than between the latter, their abundances and number of species do not differ between them.

In relation to birds:

1. Sampling has focused on common birds (47 species inventoried, of which 37 were forest birds).
2. No significant differences before/after treatments.
3. Positive relation with large trees, with dead wood (climbers) and negative with basal area.
4. Nuthatches species number is the best indicator value: poorly represented in BIORGEST stands.

In relation to chiroptera species:

1. Inventoried 20 species/phonic groups, with at least 5 arboreal species.
2. Proven or probable presence of threatened species (few contacts).
E.g. *Barbastella barbastellus*.
3. No significant differences before/after treatments.
4. Positive connection with large trees and dead wood and negative with basal area of medium and small trees.



BIORGEST



www.lifebiorgest.eu



@LifeBiorgest