

Universidad Politécnica de Madrid



Escuela Técnica Superior de Ingenieros
Agrónomos



Coleópteros Saproxílicos de los Bosques de Montaña en el Norte de la Comunidad de Madrid

T e s i s D o c t o r a l



Juan Jesús de la Rosa Maldonado

Licenciado en Ciencias Ambientales

2014

Departamento de Producción Vegetal: Botánica
y Protección Vegetal

Escuela Técnica Superior de Ingenieros
Agrónomos

**Coleópteros Saproxílicos de los Bosques
de Montaña en el Norte de la
Comunidad de Madrid**

Juan Jesús de la Rosa Maldonado

Licenciado en Ciencias Ambientales

Directores:

- D. Pedro del Estal Padillo**, Doctor Ingeniero Agrónomo
D. Marcos Méndez Iglesias, Doctor en Biología

2014

Tribunal nombrado por el Magfco. y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid el día de 2014.

Presidente D.

Vocal D.

Vocal D.

Vocal D.

Secretario D.

Suplente D.

Suplente D.

Realizada la lectura y defensa de la Tesis el día de 2014
en Madrid, en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos.

Calificación:

El Presidente

Los Vocales

El Secretario

AGRADECIMIENTOS

A Ángel Quirós, Diego Marín Armijos, Isabel López, Marga López, José Luis Gómez Grande, María José Morales, Alba López, Jorge Martínez Huelves, Miguel Corra, Adriana García, Natalia Rojas, Rafa Castro, Ana Bustos, Enrique Gorroño y resto de amigos que puntualmente colaboraron en los trabajos de campo o de gabinete. A la Guardería Forestal de la comarca de Buitrago de Lozoya, por su permanente apoyo logístico. A los especialistas en taxonomía que participaron en la identificación del material recolectado, pues sin su asistencia hubiera sido mucho más difícil finalizar este trabajo. A mis directores, Pedro del Estal y Marcos Méndez, cuyo apoyo ha sido, sencillamente, inolvidable. A la Administración Ambiental de la Comunidad de Madrid, por facilitar las autorizaciones que permitieron la realización de los muestreos. Y de forma muy especial, a mi familia.

ÍNDICE.....	I
RESUMEN.....	VII
ABSTRACT.....	IX
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
1.1 LOS ORGANISMOS SAPROXÍLICOS.....	3
1.2 TIPOS DE SAPROXÍLICOS.....	5
1.2.1 Detritívoros.....	5
1.2.2 Micófagos.....	5
1.2.3 Necrófagos.....	6
1.2.4 Predadores.....	6
1.2.5 Detritívoros.....	7
1.2.6 Parásitos.....	7
1.3 IMPORTANCIA DE LOS ORGANISMOS SAPROXÍLICOS.....	8
1.3.1 Importancia como recicladore.....	8
1.3.2 Componente fundamental de la biodiversidad.....	8
1.3.3 Bioindicadores.....	8
1.3.4 Importancia económica como atractivo turístico.....	9
1.3.5 Grupo con alto porcentaje de especies amenazadas.....	9
1.4 AMENAZAS A LA FAUNA SAPROXÍLICA.....	10
1.5 EL ESTUDIO DE LA FAUNA SAPROXÍLICA.....	11
1.6 GRUPO TAXONÓMICO OBJETO DE ESTUDIO Y GRADO DE CONOCIMIENTO EN EL ÁMBITO IBÉRICO.....	13
1.7 OBJETIVOS DE ESTA TESIS.....	15
CAPÍTULO 2: DESCRIPCIÓN DE LA ZONA EN QUE SE HAN REALIZADO LOS MUESTREOS.....	17
2.1 ASPECTOS GENERALES.....	19
2.2 DEHESA BONITA DE SOMOSIERRA.....	25
2.3 HAYEDO DE MONTEJO.....	30
2.4 DEHESA DE MADARCOS.....	33
2.5 PINAR DE LA MALEZA.....	38

CAPÍTULO 3: MUESTREOS.....	41
3.1 DISPOSITIVOS DE CAPTURA UTILIZADOS.....	43
3.1.1 Trampa de embudos o tipo Lindgren.....	43
3.1.2 Trampa de ventana o de intercepción de vuelo.....	44
3.1.3 Trampa aérea olorosa.....	45
3.2 CONFIGURACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	46
3.3 IDENTIFICACION DEL MATERIAL COLECTADO.....	47
CAPÍTULO 4: ANÁLISIS GENERAL DE LAS COMUNIDADES DE COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS DE LOS BOSQUES DEL NORTE DE LA COMUNIDAD DE MADRID.....	49
4.1 INTRODUCCIÓN.....	51
4.2 MATERIAL Y MÉTODOS.....	52
4.2.1 Dominancia.....	52
4.2.2 Similitud entre tipos de bosque.....	52
4.2.3 Dendrograma de similitud.....	53
4.2.4 Complementariedad entre tipos de bosque.....	53
4.3 RESULTADOS.....	55
4.3.1 Datos generales.....	55
4.3.2 Especies destacables.....	56
4.3.3 Especies poco frecuentes.....	57
4.3.4 Estructura general y dominancia.....	58
4.3.5 Corología.....	61
4.3.6 Hábitos tróficos.....	63
4.3.7 Similitud de las faunas de coleópteros saproxílicos entre tipos de bosque....	64
4.3.8 Complementariedad entre tipos de bosque.....	65
4.4 DISCUSIÓN.....	66
4.4.1 Riqueza en especies.....	66
4.4.2 Singularidades de la comunidad de coleópteros de la Dehesa de Somosierra..	67
4.4.3 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos del Hayedo de Montejo.....	68
4.4.4 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Madarcos.....	71
4.4.5 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos del Pinar de La Maleza.....	72
4.4.6 Corología.....	73
4.4.7 Hábitos tróficos.....	75

CAPÍTULO 5: ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE CADA MONTE Y COMPARACIONES.....	77
5.1 INTRODUCCIÓN.....	79
5.2 MATERIAL Y MÉTODOS.....	81
5.2.1 Estimadores de la riqueza de fauna.....	81
5.2.2 Elaboración de curvas de acumulación de especies.....	82
5.2.3 Extrapolación estadística.....	84
5.2.4 Comparación de faunas.....	84
5.3 RESULTADOS.....	85
5.3.1 Estimadores de riqueza de fauna obtenidos para cada uno de los bosques estudiados y para el conjunto.....	85
5.3.2 Riqueza estimada de especies de la Dehesa de Somosierra.....	85
5.3.3 Riqueza estimada de especies del Hayedo de Montejo.....	86
5.3.4 Riqueza estimada de especies de la Dehesa de Madarcos.....	92
5.3.5 Riqueza estimada de especies del Pinar de La Maleza.....	93
5.3.6 Riqueza agregada para las cuatro localidades.....	94
5.3.7 Extrapolación de curvas de acumulación de especies.....	96
5.3.8 Resultados de la ordenación NMDS.....	96
5.3.9 Distancia estadística entre localidades.....	97
5.3.10 Especies influyentes en las diferencias entre localidades.....	98
5.4 DISCUSIÓN.....	99
5.4.1 Comparación de las cuatro faunas.....	99
5.4.2 Comparación de las curvas de acumulación de las cuatro localidades.....	102
5.4.3 Extrapolación de las curvas de acumulación.....	102
5.4.4 Riqueza en cada localidad y de toda el área.....	102
CAPÍTULO 6: EFECTO DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL A PEQUEÑA ESCALA SOBRE LA DIVERSIDAD DE FAUNA SAPROXÍLICA.....	105
6.1 INTRODUCCION.....	107
6.2 MATERIAL Y METODOS.....	110
6.2.1 Similitud y distancias entre las faunas de los distintos biomas	110
6.2.2 Estimación de la cantidad de madera muerta en cada estación.....	110
6.2.3 Estudio de la relación entre madera muerta y diversidad de fauna.....	111
6.3 RESULTADOS.....	111
6.3.1 Similitud entre faunas.....	112
6.3.2 Madera muerta estimada y fauna observada en cada estación de muestreo...	113
6.3.3 Curvas de tendencia.....	113
6.4 DISCUSIÓN.....	117

CAPÍTULO 7: COMPARACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DE LOS TRES SISTEMAS DE MUESTREO EMPLEADOS.....	121
7.1 INTRODUCCIÓN.....	123
7.2 MATERIAL Y MÉTODOS.....	125
7.2.1 Estimación de la riqueza de fauna capturable por cada tipo de dispositivo de muestreo.....	125
7.2.2 Eficacia de cada dispositivo de muestreo.....	125
7.2.3 Similitud entre faunas recolectadas por cada dispositivo de captura.....	125
7.2.4 Comparación de la eficacia de cada tipo de trampa en la captura de especies según hábitos tróficos.....	126
7.2.5 Complementariedad entre dispositivos de captura.....	126
7.3 RESULTADOS.....	127
7.3.1 Capturas de ejemplares/especies/familias en cada método de muestreo.....	127
7.3.2 Curvas de acumulación de especies para cada estación de muestreo.....	128
7.3.3 Curvas de acumulación de especies para cada tipo de trampa.....	130
7.3.4 Efectividad potencial de cada método de muestreo.....	132
7.3.5 Similitud entre las faunas colectadas por cada tipo de trampa.....	133
7.3.6 Resultados de las ordenaciones NMDS.....	135
7.3.7 Complementariedad entre métodos de muestreo.....	140
7.3.8 Diagramas de Venn.....	141
7.3.9 Abundancia de especies por familia para cada tipo de trampa.....	143
7.3.10 Relación entre dispositivos de captura y hábitos tróficos.....	144
7.4 DISCUSIÓN.....	147
7.4.1 Efectividad general de los tres métodos de muestreo.....	147
7.4.2 Similitud y complementariedad.....	149
7.4.3 Efectividad de los distintos dispositivos de muestreo sobre especies con diferente régimen trófico.....	150
CAPÍTULO 8: RECOMENDACIONES DE MANEJO.....	151
8.1 INTRODUCCIÓN.....	153
8.2 ANTECEDENTES EN LOS MONTES ESTUDIADOS.....	157
8.3 SITUACIÓN ACTUAL Y RECOMENDACIONES DE MANEJO EN CADA MONTE.....	161
8.3.1 Dehesa Bonita de Somosierra.....	161
8.3.2 Hayedo de Montejo.....	163
8.3.3 Dehesa de Madarcos.....	164
8.3.4 Pinar de La Maleza.....	166

CAPÍTULO 9: CONCLUSIONES.....	169
CAPÍTULO 10: BIBLIOGRAFÍA.....	173
ÍNDICE DE FIGURAS.....	211
ÍNDICE DE TABLAS.....	217
ANEXO 1: MATERIAL COLECTADO EN LOS MUESTREOS SISTEMÁTICOS.....	221
ANEXO 2: COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS OBSERVADOS EN LA ZONA DE ESTUDIO NO DETECTADOS EN LOS MUESTREOS SISTEMÁTICOS.....	277

RESUMEN

Coleópteros Saproxílicos de los Bosques de Montaña en el Norte de la Comunidad de Madrid

La fauna saproxílica ha cobrado mucha relevancia en los últimos años. Por una parte, debido a los múltiples papeles que juega en la ecología de los bosques y por otra, por encontrarse muchas especies de ese grupo amenazadas como consecuencia de la intensificación de las actividades forestales.

Se supone que los bosques de Europa meridional albergan una fauna saproxílica rica y variada. Sin embargo apenas se han realizado estudios que permitan conocer la composición de las biocenosis saproxílicas, así como el estatus y grado de amenaza a que está sometida cada especie.

En esta tesis se han muestreado de forma sistemática las comunidades de coleópteros saproxílicos de cuatro montes del norte de la Comunidad de Madrid, muy diferentes a pesar de su cercanía: Dehesa Bonita de Somosierra, Hayedo de Montejo, Dehesa de Madarcos y Pinar de La Maleza.

Para llevar a cabo la recogida de muestras se definió una estación de muestreo tipo, compuesta por cuatro trampas aéreas con cebo oloroso, dos trampas de ventana y una trampa de embudos. En los dos primeros montes mencionados se desplegaron seis estaciones de muestreo, por sólo tres en los otros dos.

El primer objetivo de esta tesis fue conocer las especies de coleópteros que constituyen la fauna de los cuatro montes estudiados. Los muestreos sistemáticos reportaron la presencia de un total de 357 especies de coleópteros saproxílicos, siendo el Hayedo de Montejo el bosque con la diversidad más alta, 220 especies; le siguen la Dehesa de Madarcos con 116; el pinar de La Maleza con 115; y la Dehesa de Somosierra con 109, si bien la fauna de este último bosque podría ser mucho más variada dado que la interferencia del ganado con algunos dispositivos de captura hizo que se perdiera parte del material allí recolectado. Se han encontrado nueve especies nuevas para la fauna de la Península Ibérica, y otras muchas desconocidas previamente en el centro peninsular. Un total de 50 especies se encuentran incluidas en la Lista Roja Europea de coleópteros saproxílicos.

El segundo objetivo fue estimar la riqueza de fauna de coleópteros saproxílicos en cada bosque. Partiendo de los datos de los respectivo muestreos se calcularon diferentes estimadores, paramétricos y no paramétricos, y se elaboraron las curvas de rarefacción para cada bosque y para el conjunto. El bosque con más biodiversidad ha resultado ser el Hayedo de Montejo, que albergaría entre 254 y 332 especies. En el Pinar de la

Maleza se encontrarían de 132 a 223; de 128 a 205 en la Dehesa de Somosierra; y entre 134 y 188 en la Dehesa de Madarcos. Para el conjunto del área se estimó la presencia de entre 411 y 512 especies.

El tercer objetivo fue evaluar la influencia de algunos factores como la especie arbórea dominante y la cantidad de madera muerta en la riqueza y diversidad de coleópteros saproxílicos. El estudio se realizó en el Hayedo de Montejo, encontrando una alta correlación positiva entre cantidad y calidad de madera muerta, y diversidad y riqueza de especies de coleópteros saproxílicos.

El cuarto objetivo fue evaluar la eficacia y complementariedad de los diferentes tipos de dispositivos de captura empleados en los muestreos. El más eficaz resultó ser la trampa de ventana, seguido por la trampa aérea con cebo oloroso, y finalmente la trampa de embudos. La mayor complementariedad se encontró entre trampas de ventana y aéreas con cebo oloroso. No obstante, si se quiere optimizar la exhaustividad del inventario no se debe prescindir de ninguno de los sistemas. En cualquier caso, puede afirmarse que la efectividad de los tres tipos de dispositivos de captura utilizados en los muestreos fue baja, pues para la gran mayoría de especies presentes se capturó un número de ejemplares realmente bajo. El bajo rendimiento de captura implica un bajo impacto sobre las poblaciones de las especies muestradas, y esto supone una importante ventaja desde el punto de vista de la conservación.

Finalmente, se dejan algunas recomendaciones de manejo a aplicar en cada uno de los montes con el fin de preservar o mejorar los hábitats utilizables por la fauna saproxílica que garanticen el mantenimiento y mejora de dichas comunidades.

ABSTRACT

Saproxylic Coleoptera of Mountain Forests in Northern Comunidad de Madrid

The saproxylic fauna has become increasingly important in recent years. It has been due, on the one hand, to the multiple roles they play in the forest ecosystems and, on the other, because of the large proportion of endangered saproxylic species as a result of the intensification of forestry.

It is generally assumed that southern Europe forests are home to a rich and diverse saproxylic fauna. However, there are hardly any studies leading to reveal the composition of saproxylic biocenosis, or the stage and extent of the threat each species is suffering.

For the purpose of this thesis the communities of saproxylic beetles of four mountain forests in northern Comunidad de Madrid have been systematically sampled: Dehesa Bonita de Somosierra, Hayedo de Montejo, Dehesa de Madarcos and Pinar de La Maleza. They are very different from each other in spite of not being too far apart.

In order to carry out sample collection, a standard sampling station was defined as follows: four smelly bait aerial traps, two window traps and one funnel trap. Six sampling stations were deployed in each of the first two forests mentioned above; put only three in each of the other two.

The first aim of this thesis was to determine the composition of saproxylic beetles fauna inhabiting each of the four forests studied. Systematic sampling reported the presence of a total of 357 species of saproxylic beetles. Hayedo de Montejo, with 220 species, is the forest with the highest diversity, followed by Dehesa de Madarcos, 116; Pinar de La Maleza, 115, and Dehesa de Somosierra, 109. The fauna of the latter forest, however, could be much more varied, since cattle interference with some capture devices caused the loss of part of the material collected there. Nine new species in the fauna of the Iberian Peninsula were found, and many others previously unknown in the center of the Peninsula. A total of 41 of those species are included in the European Red List of saproxylic beetles.

The second aim was to estimate the richness of saproxylic (beetle) fauna in each forest. From the data of the respective sampling, different parametric and nonparametric estimators were calculated, and rarefaction curves for each forest, as well as for the four of them together, were drawn. The most biodiverse forest turned out to be Hayedo de Montejo, which houses between 254 and 332 species. In Pinar de La Maleza, between 132 and 223 species were found; between 128 and 205 in Dehesa de Somosierra, and between 134 and 188 in Dehesa de Madarcos. The estimated diversity of species for the whole area ranges from 411 to 512.

The third aim was to evaluate the influence of such factors as the dominant tree species and the amount of dead wood in the richness and diversity of saproxylic beetles. The study was conducted at Hayedo de Montejo, finding a high positive correlation between quantity and quality of coarse woody debris and diversity and richness of saproxylic beetle species.

The fourth aim was to evaluate the effectiveness and complementarity of the different sampling methods used in this research work. The most effective proved to be the window trap, followed by the smelly bait aerial trap and the funnel trap, in that order. The greater complementarity was found between window and aerial traps. However, in order to optimize the completeness of the inventory, neither of the systems should be discarded. Nevertheless, the effectiveness of the three types of capture devices used in this piece of research was on the whole rather low, since for the vast majority of species, a significant low number of specimens were captured. Poor trapping performance implies a low impact on the populations of the sampled species, and this is an important advantage in terms of conservation.

Finally, this thesis gives some recommendations with regard to the management of each of those four forests, leading to preserve and improve the habitats of the saproxylic wildlife and so ensure the maintenance and growth of their communities.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS

1.1 LOS ORGANISMOS SAPROXÍLICOS

Los bosques son ecosistemas en los que predominan los árboles, hasta el punto de modificar las condiciones de vida que reinan en el suelo, creando un microclima especial (Dajoz, 2001). Además de árboles, el bosque alberga arbustos, matas, plantas herbáceas y hongos, estableciéndose sobre ese medio una fauna especial, con una estructura compleja y, a menudo, con una estratificación vertical característica. Se trata consecuentemente de ecosistemas muy complejos en cuya estructura intervienen numerosos componentes, muchos de los cuales resultan cruciales para su funcionamiento (Spies, 1988). Los bosques cubren algo más del 30% de las tierras emergidas, correspondiendo aproximadamente un tercio a resinosas y dos tercios a frondosas. Sólo el 4% de la superficie mundial de bosque se encuentra en Europa, que es actualmente el continente más deforestado (Dajoz, 2001).

Paradójicamente, hasta la revolución neolítica, con el desarrollo de la agricultura, Europa estaba cubierta de bosques, fundamentalmente de frondosas, que se fueron eliminando mediante el uso del fuego, manteniéndose posteriormente las zonas así despejadas con el pastoreo de herbívoros domésticos. Al final de la edad media las necesidades crecientes de madera aceleran el retroceso del bosque primigenio, proceso que ha continuado hasta nuestros días, siendo frecuentemente sustituido por formaciones con estructura completamente distinta de la de los bosques originales (Brimblecombe & Pfister, 1990).

Durante mucho tiempo, en los países desarrollados el bosque ha sido considerado, casi únicamente, como productor de madera y consecuentemente se gestionó para obtener un máximo rendimiento de especies con valor comercial, considerándose como ‘dañino’ cualquier elemento biótico o abiótico que influyera de forma negativa en la producción de madera. En algunos casos la maximización del objetivo productivo ha llevado a una gran artificialización de los ecosistemas forestales, llegando en casos extremos a la total eliminación de las especies originales y su sustitución por especies exóticas más productivas, como algunas resinosas norteamericanas o los eucaliptos australianos (Icona, 1979; Eldridge-Davidson *et al.*, 1993; Richardson *et al.*, 1994). Este proceso de optimización de la producción de madera ha llevado a una profunda modificación de la casi totalidad de los bosques europeos, siendo actualmente muy raros los vestigios del bosque primitivo que podríamos calificar de ‘bosque primario’ o ‘bosque natural’ (Barthod, 1997; Schnitzler-Lenoble, 2002).

En las últimas décadas, la situación está cambiando y se está dando mayor relevancia al papel multifuncional de los bosques, valorándose su participación en otros aspectos importantes para la sociedad moderna como la mitigación de la erosión, la regulación del ciclo hidrológico, la moderación del clima a nivel regional, su papel como sumidero de carbono, o sus valores recreativos y pedagógicos (Willis & Benson, 1989; Swank & Van Lear, 1992; Zhang, 2003). De forma análoga se empieza a valorar el papel del bosque como conservador de la biodiversidad, ya que es notoria la mayor abundancia de especies, tanto vegetales como animales, en los medios forestales que en los medios abiertos circundantes, siendo esta realidad más evidente en regiones tropicales que en las templadas y como norma general inversamente proporcional al grado de intervención en las masas forestales (Falinski, 1986; Koop, 1989; Blandin, 1995;

Carbiener, 1995; Peterken, 1996; Kempf, 1997). En cualquier caso, los insectos son el grupo animal más diversificado, representando en ambientes forestales las funciones más diversas: fitófagos, descomponedores, polinizadores, predadores, parásitos, necrófagos, etc. (Speight, 1989; Schlaghamerský, 2002; Brustel & Dodelin, 2005).

Se calcula que alrededor del 30% de la biomasa vegetal producida anualmente en los bosques es madera (Johnson & Risser, 1974; Van Cleve *et al.*, 1983; Speight, 1989). No obstante, al contrario que las hojas, que son renovadas mayoritariamente de forma anual y se mineralizan de forma más o menos rápida, la madera tiende a acumularse, necesitando un periodo variable de años para degradarse, jugando así un papel relevante en los ecosistemas forestales. Consecuentemente, la madera constituye la mayor cantidad de biomasa existente en el bosque, muy por encima de la que suponen las partes verdes de los vegetales (Aber & Melillo, 1991; Dajoz, 2001; Epstein *et al.*, 2002).

La descomposición de la madera es realizada fundamentalmente por la actividad de hongos y otros microorganismos, favorecida o acelerada por la presencia de invertebrados conocidos como saproxílicos (Harmon *et al.*, 1986; Grove, 2002; Schlaghamerský, 2003). Para Speight (1989), son saproxílicos aquellas especies de invertebrados que dependen, durante al menos una parte de su ciclo vital, de la madera muerta o senescente de árboles muertos o moribundos (en pie o caídos), o de hongos de la madera, o de la presencia de otros saproxílicos. Speight se ocupa principalmente de los invertebrados, pero también brevemente de vertebrados y hongos. Un uso estricto de la definición de Speight excluiría a las especies confinadas a la corteza de los árboles, pero el uso típico de la palabra incluye también a estas especies. Otras publicaciones proponen definiciones alternativas de especies saproxílicas. Una aportación importante en este sentido es la de Alexander (2008), que pone de manifiesto que una definición de especies saproxílicas ligada únicamente a los árboles muertos o moribundos sería demasiado restrictiva ya que dejaría fuera a las especies que habitan huecos en árboles que, a menudo, siguen vegetando relativamente bien.

Se trata de un grupo con una gran diversidad, encontrándose saproxílicos al menos en cuatro *fila*: platelmintos tubelarios, nematodos, moluscos gasterópodos y artrópodos (Speight, 1989; Samuelsson *et al.*, 1994 y Alexander, 2002). El de los artrópodos es el grupo que cuenta con más diversidad, y dentro de éste, son los insectos la clase más representada y diversificada, y dentro de ésta, los coleópteros y los dípteros son los órdenes con mayor número de especies (Grove, 2002; Nieto & Alexander, 2010). Como ejemplo, de las 166 familias en que se divide el Orden Coleoptera, 90 presentan especies que se encuentran asociadas a la madera senescente o muerta, y la mayoría se alimentan o satisfacen sus diferentes requerimientos en este sustrato en descomposición (Delgado y Pedraza, 2002). Sólo en Europa hay más de 500 cerambícidos saproxílicos (Speight, 1989). En Noruega se han documentado alrededor de 700 especies de coleópteros saproxílicos obligados y otros 200 son saproxílicos facultativos (Økland, 1995). La nómina de coleópteros saproxílicos de Irlanda llega a 259 especies; la de Gran Bretaña asciende a 700 (Alexander, 2002); y la de Suecia a 1000 (Samuelsson *et al.*, 1994).

1.2 TIPOS DE SAPROXÍLICOS

La gran diversidad de la fauna saproxílica responde a la gran variedad de nichos que podemos encontrar en la madera en descomposición. Consecuentemente son muchos y muy variados los papeles que puede jugar la fauna saproxílica dentro del ecosistema (Grove, 2002; Jonsson *et al.*, 2005).

1.2.1 Xilófagos

En este grupo funcional encontramos especies que consumen madera en diferentes grados de descomposición. Comprende un gran número de coleópteros, dípteros, isópteros y ácaros. Los xilófagos más típicos son los que realizan galerías, ya sea subcorticales o en el leño. En el primer grupo se encuentran la mayoría de los escolítidos (Scolytinae), cerambícidos (Cerambycidae) y bupréstidos (Buprestidae). Típicamente estas especies colonizan árboles recién muertos, cuando el cambium todavía contiene savia y células con un citoplasma rico en nutrientes (Ehnström & Axelsson, 2002). Entre los insectos que perforan el leño, en climas templados se encuentran numerosas familias de coleópteros, como los Anobiidae, Lucanidae, y algunas especies de Scarabaeidae. De igual forma, se encuentran en este grupo algunos cerambícidos y bupréstidos. En climas tropicales y subtropicales los coleópteros son generalmente sustituidos por termitas.

También se incluyen en este grupo a las especies consumidoras de madera infectada por hongos. Dentro de este grupo se encuentran los escarabajos de ambrosía (Platypodidae y algunos Scolytinae), con una dieta más cercana a los micófagos que a otros xilófagos. Hay otras especies que se alimentan de una mezcla de madera y micelios, como los Siricidae (Hymenoptera), que dependen de la actividad enzimática de hongos asociados cuyas esporas son inoculadas en la madera muerta por la hembra en el momento de la ovoposición.

Algunos insectos perforadores colonizan madera que lleva varios años muerta, invadida por micelios de hongos. Para estas especies es probable que el micelio sea un componente nutricional importante o incluso la principal fuente de nutrientes. Este sería el caso de algunos coleópteros de las familias Eucnemidae, Trogossitidae y Melandryidae (Ehnström & Axelsson, 2002). De hecho, hay una transición gradual desde especies que ingieren madera muerta, pasando por aquellas que consumen madera con una proporción creciente de micelio, hasta las especies exclusivamente micófagas (Stokland *et al.*, 2012).

1.2.2 Depredadores

Lo componen las especies que capturan y se alimentan de otros animales vivos, muy a menudo larvas y pupas de especies xilófagas, detritívoras y micófagas. Las especies que cazan en el interior de galerías suelen presentar un cuerpo cilíndrico, como es el caso de los Zopheridae (Coleoptera); mientras que los que viven bajo la corteza de árboles muertos suelen presentar cuerpos muy aplazados, como ocurre en algunos Histeridae (Coleoptera). Aunque esos dos son los micro hábitats que probablemente albergan más

especies de saproxílicos predadores, estos pueden encontrarse junto a heridas en árboles vivos, en cuerpos fructíferos de hongos, o en madera en todos los estadios de descomposición, incluido el compost que se encuentra en el interior de árboles huecos. Los predadores obligados pueden pertenecer a numerosas familias de coleópteros (Cleridae, Rhizophagidae, Elateridae, Histeridae) y moscas (Asilidae, Xylophagidae, Muscidae, Dolichopodidae). También en el orden Raphidioptera (moscas serpiente) se encuentran algunas especies predadoras subcorticícolas (Aspöck, 2002). En estos grupos las larvas ejercen como predadoras, lo mismo que la mayoría de los adultos.

A menudo se ha incluido en este grupo a especies de predadores facultativos, que también pueden desarrollarse con una dieta basada exclusivamente en madera en descomposición. Esto ha sucedido con numerosas especies de ‘moscas lanza’ del género *Lochmaea*, normalmente detritívoras (Ferrar, 1987; MacGowan & Rotheray, 2008. Otro ejemplo de este tipo lo constituyen las moscas del género *Metedera*, (Stockland *et al.*, 2012) y algunos Elateridae (Koch, 1989a).

1.2.3 Necrófagos

Este grupo funcional lo componen las especies que se alimentan de los cadáveres de otros animales o de partes muertas de estos, como las exuvias desprendidas en las mudas. Es un grupo relativamente pequeño, que incluye algunas familias de coleópteros como los Dermestidae y los Ptinidae, y algunas moscas soldado (Diptera: Stratiomyidae) (Krivosheina, 2006).

1.2.4 Micófagos

En este grupo funcional encontramos las especies que se alimentan de forma más o menos exclusiva de hongos. Los que se alimentan de cuerpos fructíferos son los micófagos más típicos. Las especies que se desarrollan sobre cuerpos fructíferos de duración multianual pueden desarrollar varias generaciones dentro de un mismo cuerpo fructífero, conviviendo larvas y adultos, como sucede en *Bolitophagus reticulatus* (Tenebrionidae). La mayoría de los coleópteros de las familias Ciidae y Erotylidae son micófagos (Stockland *et al.*, 2012). Entre los dípteros hay muchas familias micófagas como Mycetophylidae, Platypezidae, Fanniidae y Phoridae (Yakovlev, 1994); y entre los lepidópteros cabe mencionar a los Tineidae (Rawlins, 1984).

Entre los micófagos especializados en alimentarse de esporas destacan los Nanosellinae, una subfamilia de los Ptiliidae de especies diminutas. Además, en la familia Staphylinidae, en los géneros *Gyrophaena* y *Agaricochara* hay un buen número de especies devoradoras de esporas que han modificado algunas de sus piezas bucales que actúan como cepillos recogedores (Ashe, 1984). Entre los dípteros cabe citar las larvas de algunas especies de la familia Keroplatidae (Evenhuis, 2006).

Finalmente, existe un grupo de especies micófagas especializadas en alimentarse del micelio que se desarrolla bajo las cortezas desprendidas o en el seno de la madera muy descompuesta. Este grupo incluye larvas de coleópteros, de algunos mosquitos (Diptera), y algunos chinches (Hemiptera) y trips (Thysanoptera) (Stockland *et al.*,

2012). Otro grupo peculiar de devoradores de micelio es el representado por las termitas cultivadoras de hongos especializados (Mueller *et al.*, 2005).

1.2.5 Detritívoros

Este grupo funcional incluye aquellas especies que se alimentan de materia orgánica muy descompuesta. En general se trata de un grupo poco especializado, en el que a veces se incluye a las especies que se desarrollan a expensas de las exudaciones de savia que emana de las heridas de árboles vivos. En buena parte de los casos se trata de especies oportunistas que aprovechan la savia como lo harían de cualquier otro líquido azucarado, aunque algunas especies están estrechamente asociadas a los exudados de savia y el desarrollo larvario ocurre sobre ellas. Estos son los conocidos como opófagos (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Entre estos especialistas se encuentran algunas moscas como *Aulacigaster leucopeza*, algunos sírfidos del género *Brachypoda*, y algunos coleópteros de la familia Nitidulidae (Audisio, 1993; Stokland *et al.*, 2012).

1.2.6 Parásitos

Este grupo funcional es el constituido por las especies parásitas en sentido amplio. Los estudios que se han realizado en el grupo de las especies parásitas se han centrado, fundamentalmente, en aquellas cuyos hospedantes tienen importancia comercial como plagas, que no son mayoría entre las especies saproxílicas. Rühm (1956) estudia los casos de parasitismo de diversas especies de nematodos sobre escolítidos, encontrando asociaciones específicas en muchos casos. Estos nematodos también tienen sus enemigos. En su estudio sobre hongos dispersados por coleópteros corticícolas, Kirschner (2001) encuentra siete especies de hongos predadoras de nematodos. También entre los ácaros hay un buen número de especies parásitas de coleópteros corticícolas (Kielczewski *et al.*, 1983).

Entre los parasitoideos destacan muchas familias del orden Hymenoptera (Strand & Pech, 1995), así como los taquínidos del orden Diptera (Stireman *et al.*, 2006). Incluso entre los coleópteros podemos encontrar algunos grupos parasitoideos pertenecientes a las familias Bothrideridae (Eggleton & Belshaw, 1992) y Rhipiphoridae (Švácha, 1994).

El hiperparasitismo dentro de la comunidad saproxílica ha sido comprobado al menos en dos géneros de avispas de la familia Perilampidae (Ruschka, 1924; Jonsell *et al.*, 2001).

1.3 IMPORTANCIA DE LOS ORGANISMOS SAPROXÍLICOS

1.3.1 Importancia como recicladores

Dada la amplia polivalencia de la fauna saproxílica dentro de los ecosistemas forestales su valor es indudable. Para los organismos saproxílicos la madera muerta y los microhabitats a que da lugar constituyen un refugio o una fuente de alimento (Harmon *et al.*, 1986; Schlaghamersky, 2000; Siitonen, 2001), a la vez que contribuyen, de forma a veces decisiva junto con los hongos, a su descomposición. La madera muerta constituye un importante sumidero de carbono y, a al mismo tiempo, a medida que se va degradando devuelve nutrientes al suelo (Laiho & Prescott, 1999), tendiendo así a restaurar su fertilidad y condicionando otras propiedades del suelo con gran incidencia sobre la biocenosis presente sobre él, como la capacidad de almacenamiento de humedad, y consecuentemente en su productividad primaria.

1.3.2 Componente fundamental de la biodiversidad

En los últimos años se empieza a reconocer que los invertebrados saproxílicos constituyen la mayor parte de la biodiversidad en los ecosistemas terrestres (Siitonen, 2001; Schlaghamersky, 2003).

Es posible que el papel de muchas especies sea poco relevante en los distintos procesos biológicos desarrollados en el monte, pero en cualquier caso, su presencia viene a garantizar un adecuado nivel de resiliencia en los ecosistemas forestales (Rockström *et al.*, 2009). El concepto de resiliencia viene a enfatizar que aunque varias especies puedan realizar la misma función en el ecosistema, la paulatina pérdida de especies reduce la capacidad del ecosistema de sobreponerse a las perturbaciones. Un limitado número de especies puede realizar todas las funciones inherentes al ecosistema en condiciones normales, pero cuando éste se expone a un cambio inesperado, en el caso de ecosistemas pobres en especies se pueden producir cambios drásticos por la falta de especies que puedan sustituir en sus funciones a las afectadas por el cambio. La alta biodiversidad puede contemplarse como un seguro contra la pérdida de especies clave al haber otras alternativas que puedan realizar su función. En plantaciones artificiales los escolítidos pueden causar pérdidas económicas apreciables dado que el control de estas plagas depende de la permanencia de poblaciones de predadores y parásitos, que con este fin deben contar con nichos adecuados y que consecuentemente son puestos en peligro cuando la gestión forestal no asegura una cantidad mínima de madera muerta con condiciones adecuadas. Esta circunstancia debe ser tenida en cuenta actualmente en relación con el cambio climático en curso que supone una perturbación sin precedentes en los ecosistemas forestales (Stockland *et al.*, 2012).

1.3.3 Bioindicadores

La gran diversidad de organismos saproxílicos y el alto grado de especialización funcional en numerosas especies proporciona a este grupo un potencial carácter como bioindicador del valor biológico y del estado de conservación de una determinada área forestal (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). En Gran Bretaña se han elaborado

listas de especies a las que se les ha asignado un valor numérico en función de su rareza o de su grado de asociación con bosques británicos que presentan continuidad temporal de hábitats saproxílicos, lo que ocurre cuando se trata de bosques primarios. Sumando estas puntuaciones se obtienen unos índices (no extrapolables a otros países) que pretenden evaluar la calidad de los bosques (Harding & Alexander, 1994; Fowles, 1997; Fowles *et al.*, 1999; Alexander, 2004). Schmidl & Bussler (2004) elaboran un método similar para Alemania, partiendo de una lista de coleópteros saproxílicos de 1374 especies. De forma análoga, Brustel (2004) elabora para Francia un procedimiento que evalúa la calidad de los bosques en función de una lista de 300 especies de coleópteros saproxílicos identificadas como especies determinantes.

1.3.4 Importancia económica como atractivo turístico

En las últimas décadas, con el auge del turismo en general, y del ecoturismo o turismo de naturaleza en particular, tiene gran importancia el papel de los ecosistemas poco alterados como potencial motor de esta industria. Algunos grupos zoológicos, fundamentalmente las aves, están siendo utilizados con éxito para potenciar la afluencia de visitantes en numerosos lugares repartidos por casi todo el mundo. Análogamente, en los últimos años, se ha constatado la importancia que los visitantes de diversas reservas naturales en Sudáfrica dan a la presencia en sus lugares de destino de algunas especies de insectos que pueden considerarse emblemáticas, entre las que se encuentran muchas saproxílicas, como bupréstidos, lucánidos y cerambícidos (Huntley *et al.*, 2005). Seguramente esta circunstancia podría hacerse extensiva a otros lugares del planeta.

1.3.5 Grupo con alto porcentaje de especies amenazadas

En Finlandia, de las 314 especies de invertebrados forestales reconocidas como amenazadas, 196 están asociadas a la madera muerta (Rassi *et al.*, 1992). De ellas 169 son coleópteros y 19 parecen haberse extinguido ya (Martikainen, 2003). Algo parecido ocurre en Suecia, donde el 60% de las especies incluidas en su lista Roja dependen de la madera muerta (Dahlberg & Stokland, 2004). Entre ellas, 508 especies de coleópteros saproxílicos (Ehnström *et al.*, 1993, citado en Jonsell & Nordlander, 1995).

La Lista Roja Europea agrupa a una selección de 436 especies de coleópteros saproxílicos autóctonos de Europa o naturalizados aquí hace más de cinco siglos. En el ámbito europeo, el 10,7% de las especies están consideradas ‘amenazadas’, y de ellas, el 0,5% se encuentran en situación ‘crítica’; el 6,3% ‘en peligro’; y el 3,9 en situación ‘vulnerable’. Otro 13% son consideradas ‘casi amenazadas’. Por otra parte, para algo más de la cuarta parte no hay información científica suficiente para poder evaluar su situación y son calificadas como ‘insuficientemente conocidas’ (Nieto & Alexander, 2010b). En otro orden, casi el 14% de las especies incluidas en la lista se encuentran en regresión. Aproximadamente el 27% mantienen sus poblaciones y solamente el 2% están en crecimiento. Las tendencias poblacionales para otras 249 especies (57%), permanecen desconocidas (Nieto & Alexander, 2010b). Si bien algunas zonas del sur de Europa son reconocidas como ricas en fauna saproxílica, en otras la falta de conocimiento sobre este grupo es tan grande que es imposible sacar conclusiones al respecto.

1.4 AMENAZAS A LA FAUNA SAPROXÍLICA

Es el Consejo de Europa la entidad que, a iniciativa de Speight (1989), expone por primera vez los problemas de conservación de la fauna saproxílica, así como su papel en la dinámica forestal y como indicador del estado de conservación de los bosques, fomentando iniciativas en numerosos países conducentes a su mejor conocimiento y conservación.

La intensificación de la explotación forestal, con la extracción de mayor cantidad de madera y la eliminación de gran cantidad de árboles veteranos y bosques maduros ha propiciado la rarefacción de un gran número de especies saproxílicas (Siitonen, 2001; Grove, 2002; Martikainen & Kouki, 2003; Komonen *et al.*, 2008). Nuevos estudios han servido para constatar que los planteamientos forestales meramente productivistas de décadas anteriores, lejos de favorecer la continuidad espacial y temporal en los medios saproxílicos, necesaria para el mantenimiento de su diversidad (Schiegg, 2000), han dado lugar a una sensible disminución de la riqueza en especies en medios intervenidos o explotados, habiendo consecuentemente aumentado en Europa el porcentaje de especies saproxílicas que merecen la calificación de raras o amenazadas (Ranius *et al.*, 2005; Stokland *et al.*, 2012).

Muchas especies saproxílicas son sumamente sensibles a las modernas prácticas de gestión forestal, dando como resultado notables diferencias en las biocenosis saproxílicas en bosques manejados en comparación con las de bosques viejos o escasamente explotados (Grove, 2002).

Diferentes estudios realizados en las últimas décadas han podido constatar que la reducción y fragmentación de la superficie de bosques, la desaparición de las masas más maduras y el manejo enfocado a la prevención de incendios y al uso recreativo del monte (que muy a menudo implican una obsesiva preocupación por la eliminación de la madera muerta), han producido una sensible rarefacción de numerosas especies saproxílicas (Siitonen, 1994; Speight, 1999; Grove, 2002).

A estos factores hay que unir, en ecosistemas mediterráneos, el efecto negativo de los incendios forestales y del sobrepastoreo (Quinto, 2013). Como resultado de todos estos factores, es cada vez más frecuente la constatación de extinciones locales o regionales (Geiser, 1983; Shirt, 1987).

1.5 EL ESTUDIO DE LA FAUNA SAPROXÍLICA

Dado que durante siglos, los bosques han sido considerados como meros productores de madera y han sido explotados para obtener el máximo rendimiento de especies que tuvieran valor comercial, es normal que los primeros estudios sobre organismos saproxílicos estuvieran dedicados de forma casi exclusiva a las especies plaga, consideradas importantes sólo por su potencial trascendencia económica negativa y consecuentemente, tendentes a facilitar su control en caso necesario (Packard, 1881; Ratzeburg, 1837, 1840, 1844; Perris, 1863).

Si bien hasta la década de los ochenta del pasado siglo la mayoría de las publicaciones se centran en la sucesión de invertebrados sobre la madera en descomposición y su papel en el ecosistema, a partir de ese momento se empieza a cambiar sustancialmente el enfoque de los estudios, prestando más atención a aspectos como la dinámica entre las poblaciones de saproxílicos y plantas hospedantes, la relación entre la fauna saproxílica y el manejo de los bosques y el manejo de los ecosistemas forestales contemplando la conservación de la biodiversidad (Berryman, 1986; Barbosa & Wagner, 1988; Speight, 1989; Speight & Wainhouse, 1989).

Esta proliferación de estudios sirve para constatar que el uso cada vez más intensivo de la tierra durante los últimos siglos, y especialmente en la segunda mitad del siglo XX, se ha traducido en una pérdida masiva de hábitats naturales, a la vez que se ha producido un progresivo aislamiento de los remanentes. A finales del siglo XX sólo un 10% de la superficie europea conserva ecosistemas que puedan considerarse seminaturales (Speight, 1989). Como ejemplo, desde 1947 hasta 1991 se perdió cerca de la mitad de superficie de bosques viejos del Reino Unido (Fry & Lonsdale, 1991). Dado que la madera senescente o muerta no es muy abundante en los bosques seminaturales supervivientes, se deduce que las comunidades dependientes de este tipo de madera han experimentado una regresión mayor que la mayoría. Esta situación alarmante motiva al Consejo de Europa a adoptar una Recomendación sobre la protección de los organismos saproxílicos y sus biotopos (Speight, 1989), consecuencia de que en Europa se empieza a comprender la importancia de las comunidades saproxílicas y la necesidad urgente de conservarlas. De forma análoga, en la llamada ‘Cumbre de la Tierra’ celebrada en Río de Janeiro en 1992, se insta a que la conservación de la biodiversidad sea uno de los objetivos prioritarios del manejo de los bosques.

Consecuentemente, desde el inicio de la década de los noventa del pasado siglo se ha producido un cambio gradual y la protección de la madera decrepita o muerta y los hábitats que genera es desde entonces considerada como un punto importante en la política forestal en muchos países europeos que contemplan como un nuevo reto de las modernas ciencias forestales la conservación de la biodiversidad asociada a estos ecosistemas (Hunter, 1990; Butler, Alexander & Green, 2002). Esto ha motivado que se potencien estudios relacionados con la ecología de la fauna saproxílica, permitiendo constatar que la riqueza de especies de insectos saproxílicos aumenta con la cantidad de madera muerta (Samuelsson *et al.*, 1994; Siitonen, 1994, 2001; Økland, 1995, 1996; Schiegg, 2000a, b; Grove, 2002; Martikainen, 2003; Similä *et al.*, 2003). Además de la cantidad total de madera muerta es importante el tipo y calidad (especie, diámetro, parte del árbol, grado de descomposición, etc.) (Økland, 1995; Siitonen, 2001; Grove, 2002;

Similä *et al.*, 2003; Langor *et al.*, 2006). Como norma general, en climas templados la biodiversidad es mayor en bosques caducífolios que en bosques de coníferas (Økland, 1995; Langor *et al.*, 2006).

Otros autores han estudiado la influencia del régimen de perturbaciones severas como los incendios en la biodiversidad forestal. McCullough *et al.* (1998) comprueban un cambio drástico en la fauna de saproxílicos primarios tras los incendios en bosque de chopos en Canadá, mientras Langor *et al.* (2006) indican que la máxima diversidad de saproxílicos se produce, en los mismos bosques, 15 años después de los incendios.

También se ha comprobado que la riqueza de especies saproxílicas se correlaciona positivamente con el tamaño del bosque. Warren & Key (1991) concluyen que en Inglaterra los bosque más ricos en fauna saproxílica ocupan más de 700 hectáreas, y entre los 20 lugares con mayor biodiversidad todos superan las 100 hectáreas. En Suecia no se encontraron diferencias en la riqueza de especies saproxílicas entre rodales grandes y pequeños, pero sí diferencias cualitativas (Ås, 1993). La riqueza de saproxílicos también aumenta con la continuidad del hábitat (Siitonen, 2001; Grove, 2002). En el mismo sentido, Schiegg (2002a) encuentra que la diversidad de dípteros saproxílicos aumenta cuanto menor es la separación entre piezas de madera muerta. Otros autores han estudiado la diferencia entre la fauna de los claros y la de zonas de bosque cerrado, encontrando más diversidad de saproxílicos en los primeros gracias a la presencia de especies de adultos florícolas (Barbalat, 1995, 1996; Wermelinger *et al.*, 2003).

La influencia de la gestión forestal en la fauna saproxílica también ha sido objeto de estudio en las últimas décadas. Normalmente la riqueza es menor en las masas gestionadas que en las masas de bosque primario (Samuelsson *et al.*, 1994; Siitonen, 1994, 2001; Økland, 1995; Grove, 2002; Similä *et al.*, 2003). Aunque en algunos casos la mayoría de las especies son comunes, la proporción de especies raras es mayor en bosques no manejados (Økland, 1995; Nilsson & Baranowski, 1997).

Otros autores han investigado la capacidad de dispersión de algunas especies saproxílicas, especialmente en medios considerablemente fragmentados, y la influencia sobre ella de factores bióticos y abióticos, estableciendo modelos de recolonización de nuevas áreas (Ims & Hjermann, 2001; Thomaes, 2009; Dubois *et al.*, 2009a).

Con el objetivo de preservar la fauna ligada a la madera muerta la Comisión Europea está movilizando fondos para financiar la elaboración y publicación de la Lista Roja de coleópteros saproxílicos en Europa (Nieto & Alexander, 2010), primer paso hacia una protección global. En relación con este proceso, en los países más avanzados se empiezan a elaborar las primeras estrategias de protección de la fauna saproxílica, ya sea de forma global (Cavalli & Doninni, 2003; Davies *et al.*, 2006; Ranius, 2006; Müller *et al.*, 2012; Oleksa *et al.*, 2012), o bien dedicada a especies concretas que se pueden considerar emblemáticas en el ámbito europeo, como *Osmodesma spp.* (Oleksa, 2009; Dubois *et al.*, 2009a; Sebek *et al.*, 2012), *Lucanus cervus* (Thomaes, 2009; Campanaro & Bardiani, 2012), *Rosalia alpina* (Duelli & Wermelinger, 2005; Michalcewicz & Bodziarkzyk, 2008) o *Limoniscus violaceus* (Gouix *et al.*, 2007; Alexander, 2009).

1.6 GRUPO TAXONÓMICO OBJETO DE ESTUDIO Y GRADO DE CONOCIMIENTO EN EL ÁMBITO IBÉRICO

El estudio se ha centrado en las especies saproxílicas del orden Coleoptera, que pasa por ser el grupo más diverso y conocido en el ámbito europeo. Grove (2002) estima que entre el 22 y el 56% de las especies europeas de coleópteros son saproxílicas.

La Lista Roja europea de coleópteros saproxílicos incluye 436 especies (Nieto & Alexander, 2010). El Libro Rojo de Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2005) incluye tan solo diez especies, lo que da una idea de la escasez de conocimiento sobre la fauna de coleópteros saproxílicos ibéricos.

En el ámbito ibérico son escasos los trabajos de que ha sido objeto la fauna saproxílica, aunque hay excelentes estudios de entomología aplicada o dedicados a especies potencialmente peligrosas para la producción forestal (Español, 1965; Compte Sart & Caminero Bago, 1982; Iglesias *et al.*, 1989; López Romero *et al.*, 2007).

La edición del Libro Rojo de los invertebrados de España es relativamente reciente (Verdú & Galante, 2006). Tanto el Libro Rojo como el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas han generado la necesidad de tener en cuenta a estas especies en la gestión, al margen de dar pie a la consecución de proyectos de investigación. En cualquier caso aún queda mucho por hacer. De entrada, el número de especies saproxílicas con presencia confirmada en la Península Ibérica es, seguramente, muy inferior al de especies realmente presentes, y de la mayoría de ellas apenas si se conocen algunas citas puntuales, desconociéndose en gran medida su área de distribución, su fenología y sus preferencias o exigencias ecológicas en nuestro territorio. La elaboración de esta lista es esencial para comprender la magnitud de la biodiversidad que supone este grupo, así como para tener una idea preliminar sobre el grado de amenaza de sus distintos componentes (Méndez Iglesias, 2009). Para su consecución son necesarios estudios de diversidad, comenzando por enclaves que presenten características relevantes para la presencia y desarrollo de estas especies.

Tampoco existe para la Península Ibérica ninguna lista de especies indicadoras que permita evaluar la calidad o el estado de conservación de los bosques, lo que nos indica que la entomología española sigue estando varios pasos por detrás de los países europeos más avanzados en esta disciplina (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

Sólo en los últimos años han aparecido estudios que contemplan de forma más directa el medio saproxílico, si bien sigue siendo bastante patente la falta de información sobre este grupo de especies (Méndez Iglesias, 2009). De forma análoga, están pendientes de estudio los factores que influyen en la diversidad de insectos saproxílicos, especialmente en bosques netamente mediterráneos, en la actualidad prácticamente desconocidos (Quinto Cánovas, 2013).

Al margen de los estudios realizados por (Iglesias *et al.*, 1989) en bosques de pinos, apenas existe información sobre la sucesión degradadora en otros ecosistemas mediterráneos lo que, a su vez, dificulta la valoración de las consecuencias de la pérdida de biodiversidad de saproxílicos en estos medios. Molino-Olmedo & Viejo Montesinos

(1999), Molino Olmedo (2000) y Ricarte *et al.*, (2009) proporcionan la única información existente sobre las similitudes y diferencias faunísticas entre distintos tipos de bosques. Molino-Olmedo (2000) constata una apreciable diferencia entre los bosques de coníferas y los de frondosas, siendo menos claros los patrones de diferenciación entre estos últimos. Según este autor, los pinares andaluces presentan una fauna de saproxílicos con numerosos elementos de amplia distribución europea o mundial, ligados siempre a bosques de coníferas, mientras que los pinsapares y los pinares de *Pinus nigra* cuentan con numerosos elementos endémicos (Molino-Olmedo, 2000).

Por otra parte, Recalde & San Martín, 2003; Martínez de Murguía *et al.*, 2006; Martínez de Murguía *et al.*, 2007; Pagola Carte, 2007, 2008; Ricarte *et al.*, 2009; Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009, entre otros, estudian la fauna saproxílica de numerosos bosques bien conservados del tercio norte peninsular.

Ricarte *et al.*, (2009), Quinto *et al.*, 2012 y Quinto *et al.*, 2013 estudian la fauna de saproxílicos localizada en cada uno de los biomás presentes en el Parque Nacional de Cabañeros, certificando la importancia de este enclave al albergar un buen número de especies saproxílicas raras o amenazadas asociadas a bosques maduros. De igual forma, constatan el interés biogeográfico de esta área protegida al encontrar una singular combinación de especies endémicas ibéricas, centroeuropeas y norteafricanas. Quinto Cánovas (2013) completa el estudio de la fauna saproxílica de Cabañeros al estudiar las especies ligadas a huecos de árboles. Finalmente, Pérez-Moreno (2013) aporta los primeros datos sobre los coleópteros saproxílicos asociados a bosques de ribera bien conservados en el ámbito ibérico.

Nuevos estudios deberían contribuir a ampliar la información sobre este grupo, prácticamente desconocido en el área mediterránea y consecuentemente poco valorado a pesar de contar con una gran proporción de especies escasas o amenazadas, y con un papel de gran importancia en la ecología de las zonas forestales.

1.8 OBJETIVOS DE ESTA TESIS

1. Estudio de la fauna de coleópteros saproxílicos en los diferentes tipos de bosque presentes en el norte de la Comunidad de Madrid: fresnedas, melojares, robledales de roble albar, hayedos y pinares de pino serrano.
2. Comparación de la riqueza de especies, complementariedad y similaridad de las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades estudiadas.
3. Estudio de la relación entre cantidad de madera muerta, abundancia y diversidad de la fauna de coleópteros saproxílicos en los distintos tipos de bosque presentes en el Hayedo de Montejo.
4. Comparación de la efectividad y complementariedad de los tres métodos de captura empleados en las cuatro localidades en que se han realizado los trabajos de campo.
5. Elaboración de recomendaciones para la conservación de la fauna saproxílica en las localidades estudiadas.

CAPÍTULO 2

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA EN QUE SE HAN REALIZADO LOS MUESTREOS

2.1 ASPECTOS GENERALES

Los trabajos de campo se han realizado en cuatro montes situados en el vértice norte de la Comunidad de Madrid (Figuras 2.1 y 2.2):

- Dehesa Bonita de Somosierra (Somosierra), año 2007.
- El Chaparral y La Solana (Montejo de la Sierra), año 2008.
- Dehesa Boyal (Madarcos), año 2011.
- Pinar de La Maleza (Montejo de la Sierra), año 2011.

Los cuatro montes se encuentran en un área de montaña perteneciente a la vertiente meridional del Sistema Central, en el ámbito serrano de transición entre la Sierra de Guadarrama y la Sierra de Ayllón, estando todo el territorio incluido en el LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte. Parte del territorio, la Sierra del Rincón, fue además declarada Reserva de la Biosfera por la UNESCO en junio de 1995 por su riqueza paisajística asociada a diferentes prácticas de explotación sostenible del territorio.

Demográficamente la zona se caracteriza por la escasa densidad de población, con núcleos que no llegan a los 400 habitantes. La zona sufrió el éxodo rural de los años 60 y 70 del siglo pasado, aumentando el censo a partir de la década de los 90 gracias a las primeras iniciativas de desarrollo rural ligadas a la diversificación productiva en general y a la promoción turística y difusión del medio natural en particular. No obstante, el índice de juventud es bajo, el índice de vejez es significativamente elevado y la tasa bruta de natalidad se corresponde con un rango menor que la media de la Comunidad de Madrid (IMADE, 2005).

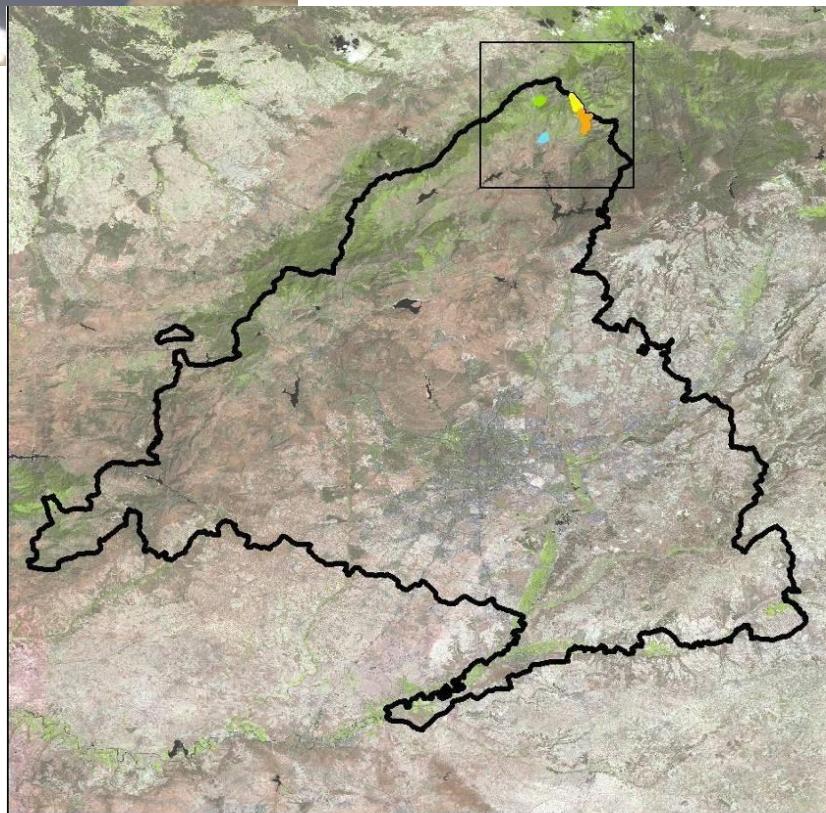
El territorio tiene una clara vocación ganadera por sus condiciones ambientales. El hombre ha desarrollado esta actividad desde su asentamiento documentado en el siglo XII, lo que se refleja en la estructura de sus montes y tierras, en la organización de las vías pecuarias y en la arquitectura rural. En la actualidad, destacan la importancia económica de la ganadería bovina, la ganadería equina, la ganadería ovina, y la apicultura y la agricultura. En la actualidad estas actividades ligadas al sector primario se ven complementadas con las asociadas al turismo y, en menor medida, a la construcción (Iglesias Moreno, 2005; Delgado del Castillo, 2007).

Se trata de una zona de altitud elevada, siempre por encima de 1000 m, alcanzando las crestas de cumbres 1.800-2.000 m de altitud. Las orografía de la zona es bastante accidentada, formando un relieve consistente en valles de laderas pronunciadas encajados entre sierras y montes que van disminuyendo paulatinamente su altitud hacia el sur, concretamente hacia la fosa de Buitrago. La fisiografía complicada y la diversidad de ecosistemas hacen que la zona albergue una gran variedad y calidad en su paisaje (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2006).

Geológicamente la zona corresponde, básicamente, a un afloramiento masivo del zócalo cristalino paleozoico, con litologías predominantemente ácidas (pizarras, cuarcitas, esquistos, gneis y granitos), que desarrollan, en general, suelos oligotrofós tipo tierra parda subhúmeda con perfiles A (B) C (Díaz Martínez *et al.*, 2012).



Figura 2.1: Situación de los cuatro montes en que se han realizado los trabajos de campo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid'.



Sistema de Coordenadas: GCS WGS 1984
Datum: WGS 1984

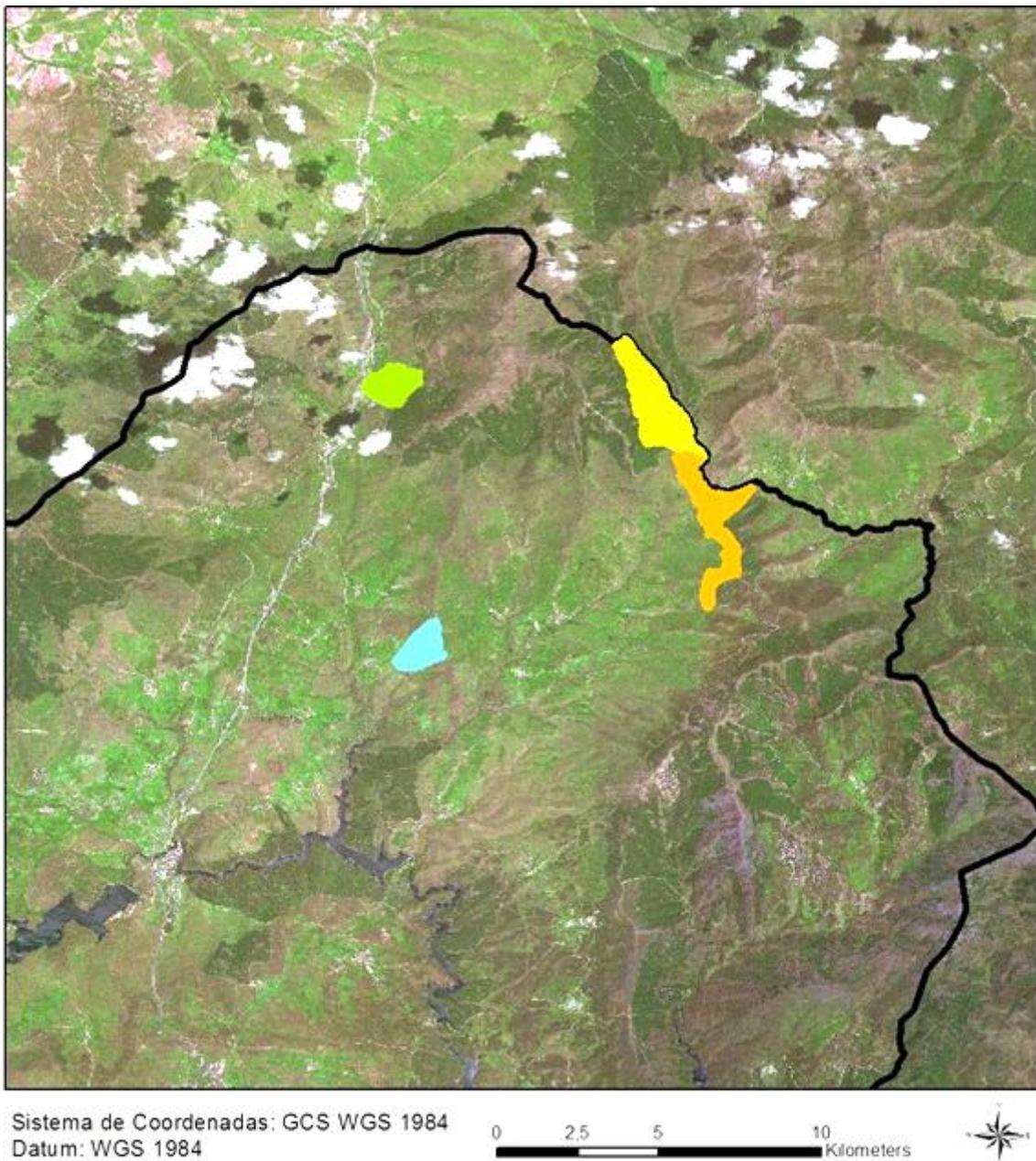


Figura 2.2: Localización de los cuatro montes muestreados. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid'.

El clima en la zona es submediterráneo, con precipitación relativamente elevada, aunque con numerosos microclimas locales. El Sistema Central se comporta en este sector como una pantalla condensadora de humedad capaz de reactivar sistemas de inestabilidad occidentales (García Fernández, 1986), favoreciendo la formación de nubes de estancamiento y foëhn (Casado *et al.*, 1980) y separando claramente dos áreas

pluviométricas (vertiente norte y vertiente sur, en la que se sitúa el área de muestreo) con notables diferencias entre ellas (Fernández García, 1981).

Junto a las disimetrías pluviométricas se aprecian diferencias térmicas entre las dos vertientes: se observa un aumento de temperatura en la vertiente sur, acentuado por la exposición en solana y por el obstáculo que supone la presencia del sistema montañoso en la entrada de frentes fríos.

Por otra parte, la configuración topográfica del puerto de Somosierra, situado en el extremo septentrional del área de estudio, condiciona la entrada de los vientos húmedos dominantes de origen noroeste que chocan contra la cordillera, se condensan al ascender y logran pasar a la vertiente sur a través de collados y puertos como éste. Esta circunstancia propicia que se dé un acusado gradiente de humedad en la zona de estudio, siendo mínimas las precipitaciones en las zonas más bajas del sur (alrededor de 600 mm en Madarcos) que, consecuentemente, presentan una mediterraneidad mucho más acusada. Esa irregular distribución de las precipitaciones, combinada con otros factores como la altitud, la exposición y la fisiografía, da lugar a que en un área relativamente pequeña se presente un singular mosaico de microclimas, en ocasiones de reducida representación superficial, siendo este aspecto clave para explicar la presencia en la zona de algunas formaciones vegetales de gran singularidad.

De acuerdo con estos condicionantes, la clasificación fitoclimática de Allué Andrade (Allué-Andrade, 1990) (Figura 2.3) presenta en el área una gran diversidad, quedando ubicados la Dehesa de Somosierra y el Hayedo de Montejo en la subregión fitoclimática VIII(VI) (Oroborealoide Subnemoral); y la Dehesa de Madarcos y el Pinar de La Maleza en la subregión fitoclimática VI(IV)₂ (Nemoromediterráneo Genuino). En las áreas de cumbres el clima dominante sería X(IX)₂ (Oroarticoide Termoxérico), mientras que en la cercana fosa de Buitrago el clima dominante es VI(IV)₁ (Nemoromediterráneo Genuino).

Las consecuencias biogeográficas de estos factores abióticos se traducen en la presencia en el paisaje, junto a los elementos vegetales dominantes de óptimo francamente mediterráneo como piornales oromediterráneos (*Cytisus oromediterraneus* Rivas Mart. & al.), melojares carpetanos (*Q. pyrenaica* L.), saucedas salviifolias (*Salix salviifolia* L.), encinares carpetanos (*Q. ilex* L.), fresnedas mediterráneas (*Fraxinus angustifolia* Vahl.), etc., de elementos vegetales de distribución ibero atlántica y centroeuropea como abedulares (*Betula alba* L. y *Betula pendula* Roth.), acebedas (*Ilex aquifolium* L.), avellanadas (*Corylus avellana* L.), formaciones de roble albar (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.), hayedos (*Fagus sylvatica* L.), etc. (Hernández & Sáinz, 1984), con numerosas especies vegetales que alcanzan en esta zona el límite meridional de su área de distribución (Infante & Heras, 2012) y que consecuentemente, resultan muy escasos o inexistentes en el resto de la Comunidad de Madrid.



Figura 2.3: Caracterización de la zona de estudio según la Clasificación Fitoclimática de Allué-Andrade. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid' y del Mapa de Subregiones Fitoclimáticas de España Peninsular y Balear, Banco de Datos de la Naturaleza, MAGRAMA.

Junto a estas formaciones vegetales de origen natural, algunas destacadas por su alto grado de madurez, y también con gran representación superficial se encuentran en la zona masas de pinar de origen antrópico, la mayoría de *Pinus sylvestris* L. y *P. pinaster* Aiton, originadas en las repoblaciones realizadas desde mediados del siglo pasado.

La diversidad y singularidad de algunas de estas formaciones vegetales, especialmente el hayedo de Montejo y el abedular de Somosierra, no pasó desapercibida a los estudiosos, habiendo recibido desde antiguo numerosas visitas de eminentes botánicos. Se sabe que Pío Font Quer visitó la zona ya a mediados del siglo XVIII. A lo largo de los siglos siguientes se han sucedido las visitas de recolectores, fitosociólogos y taxónomos: Cutanda, Isern, Colmeiro, Lázaro Ibiza, Rivas Mateos, y en las últimas décadas Aterido, Quatrecasas, Bellot, Muñoz Medina, Vicioso, Rivas Goday, Borja, Rivas Martínez, Ladero, Izco, E. Valdés, G. López, Fernández Casas, Ron Álvarez, Burgaz Moreno, Amo, Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, etc. (Hernández Bermejo *et al.*, 1983).

La consecuencia es que en la actualidad disponemos de un amplio conocimiento de la flora de la zona (Cutanda, 1861; Bellot, 1944; Rivas Martínez, 1962; Mayor López, 1965; Hernández Bermejo *et al.*, 1983; Ron Álvarez *et al.*, 1983; Burgaz Moreno & Amo, 2005; Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, 2009).

Dado que la Comunidad de Madrid alberga desde antiguo numerosas universidades y centros de investigación, el nivel de conocimiento de su fauna en general, y entomofauna en particular, puede considerarse bastante elevado. No obstante, y en contraste con lo que sucedía con la flora, la entomofauna de la zona de estudio no parece haber sido objeto del interés de los investigadores que, quizás por su lejanía de la capital, dirigieron históricamente sus esfuerzos a otras zonas de la sierra más cercanas o de más fácil acceso, como El Escorial, Cercedilla, Navacerrada, Rascafria o Miraflores de la Sierra.

Esto ha condicionado que en la actualidad, y en fuerte contraste con lo que sucedía con la flora, el conocimiento de la entomofauna de la zona queda reducido a contadas citas puntuales, y eso a pesar de que hace ya más de dos décadas Speight (1989) incluyó al Hayedo de Montejo en el listado de bosques europeos potencialmente importantes por su fauna de invertebrados saproxílicos.

2.2 DEHESA BONITA DE SOMOSIERRA

La Dehesa Bonita de Somosierra es un monte de utilidad pública incluido en el Catálogo con el número 122, perteneciente al Ayuntamiento de Somosierra. Ocupa una superficie de 98 hectáreas y se encuentra al sureste del municipio, en la falda del pico Cebollera Nueva (1834 m).

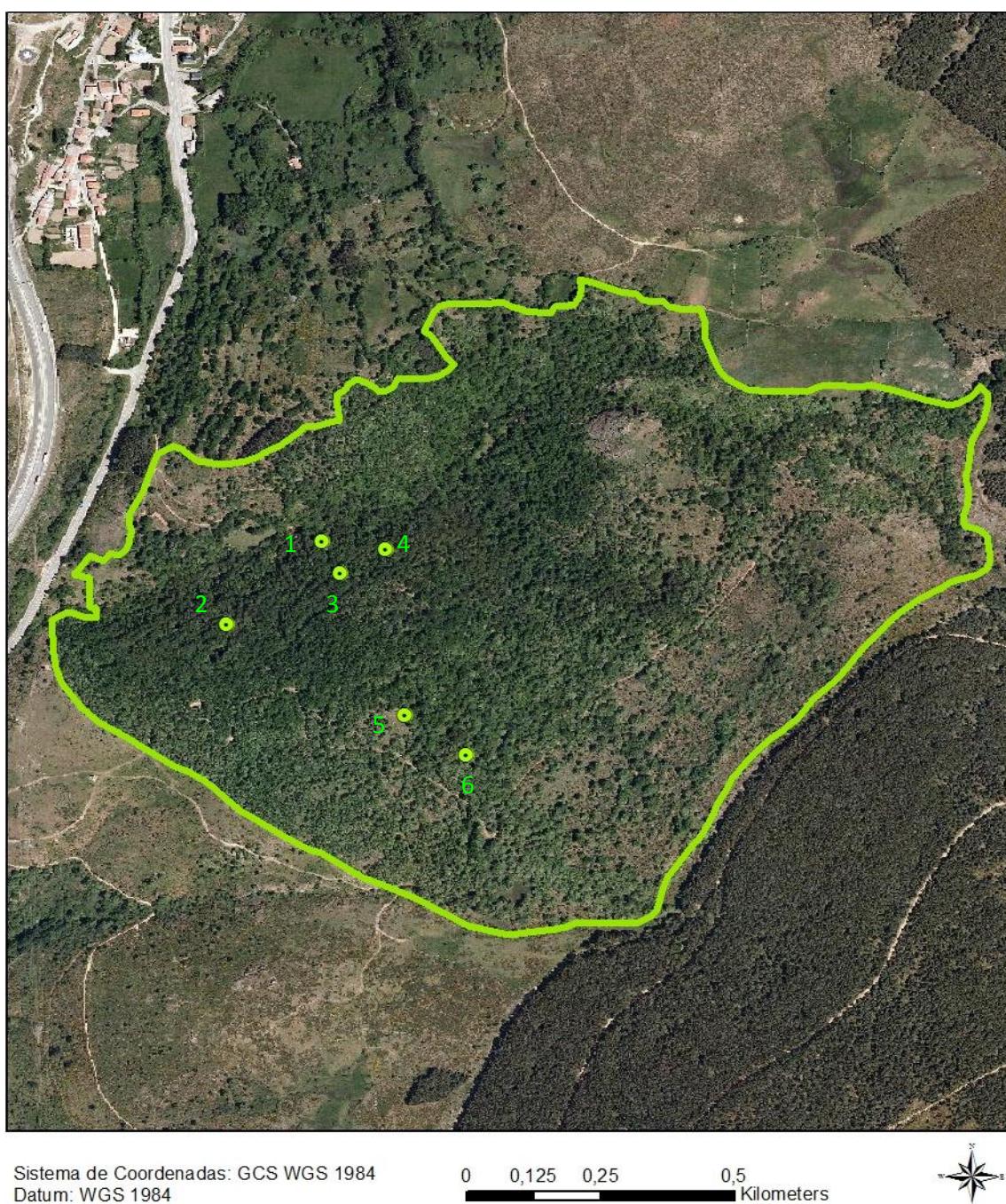


Figura 2.4: Vista aérea de la Dehesa Bonita de Somosierra, con localización de las seis estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.



Figura 2.5: Vista de la Dehesa Bonita de Somosierra desde el mirador situado en su parte alta, con la autovía A-1 al fondo.

El monte tiene forma poligonal (Figuras 2.4 y 2.5), rondando la cota máxima los 1570 m en su contorno occidental, descendiendo hasta 1370 m en la parte más baja, situada al Oeste, hacia donde drena por los arroyos de los Cambronales y de la Dehesa, habiendo provocado este último la excavación del valle que pasa de una vaguada amplia con fondo de cuna en su sector más alto a un valle angosto de acusada morfología en las áreas más bajas. Esto favorece el efecto umbría al que hay que unir efectos microclimáticos mencionados anteriormente (vientos de procedencia noroeste canalizados por los collados y puertos más bajos, en este caso el puerto de Somosierra).

De acuerdo con la clasificación fitoclimática de Allué-Andrade la Dehesa Bonita de Somosierra queda encuadrada en el subtipo fitoclimático VI(IV)₂, Clima Nemoromediterráneo Genuino, dato que es corroborado por De Andrés Almeida (2001) a partir de datos tomados en la estación meteorológica de la Presa de Puentes Viejas, junto a Buitrago de Lozoya, a 15 km de distancia hacia el sur y a una altitud de 960 metros.

La peculiar fisiografía y el clima han permitido la persistencia en la ladera sur (umbría), en que los suelos esquistosos se encuentran permanentemente húmedos (Ruiz de la Torre, 1985), del mayor y más completo abedular de la Comunidad de Madrid, relicto de los que existieron durante el holoceno en numerosos lugares del Sistema Central (Figura 2.6). Los abedules, *Betula alba* y en menor medida *B. pendula*, se encuentran aquí acompañados por arraclanes (*Frangula alnus* Mill.), acebos (*Ilex aquifolium*) y serbales (*Sorbus aria* (L.) Crantz). De hecho, este monte ya se identificaba en el

Catastro de Ensenada como un espacio forestal rodeado de pastizales y eriales en que se realizaban aprovechamientos madereros sobre el avellano y el abedul, usos todavía hoy visibles en las cepas y rebrotes de los troncos de muchos individuos (López Estébanez & Sáez Pombo, 2002).



Figura 2.6: Vista del abedular en la parte más baja de la ladera de umbría de la Dehesa de Somosierra. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 1 y 2.

En partes más elevadas de las laderas de umbría, sobre suelos sin hidromorfía, dominan los robles albares (*Quercus petraea*) no siendo raros los ejemplares varias veces centenarios y de gran porte (Figura 2.7). La madera de estos ejemplares, junto con la de acebo, se utilizaban tradicionalmente en la construcción de las viviendas de los vecinos, así como para otros usos como producción de ramón, elaboración de utensilios o producción de carbón, lo que hace que en la actualidad muchos ejemplares aparezcan modelados por cortas y podas (López Estébanez & Sáez Pombo, 2002).

La ladera expuesta a la solana, lo mismo que las áreas perimetrales, se encuentran dominadas por melojos, con ejemplares que igualmente alcanzan gran porte (Figura 2.8). En estas zonas el arbolado puede estar bastante abierto, lo que da lugar a la presencia de zonas abiertas pobladas con matorrales entre los que dominan los cambroñales (*Adenocarpus hispanicus* (Lam.) DC. y *A. complicatus* (L.) J. Gay), y

escobonales (*Genista florida* L. y *Cytisus scoparius* L.). Es destacable que actualmente los pastizales son de escasa relevancia espacial, y en ocasiones sufren un proceso de abandono que favorece la expansión del matorral (De Andrés Almeida, 2001).



Figura 2.7: Vista de la ladera de umbría de la Dehesa de Somosierra a media altura, con pies de roble albar que alcanzan gran porte. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 3 y 4.

En la actualidad los aprovechamientos autorizados son leñas, caza y pastos. El primero se obtiene del rebollo y tiene como fin cubrir las escasas necesidades de los vecinos. Respecto a la caza esta dehesa está integrada en el coto municipal que tiene cerca de 1000 hectáreas, con aprovechamiento cinegético de mayor (corzo en rececho, zorro y jabalí) y de menor (perdiz, conejo y liebre). La adjudicación de pastos es plurianual, aprovechándose a diente por ganado vacuno y caballar. La existencia de otras dehesas municipales en el término de Somosierra en diferentes situaciones y con características ecológicas distintas ha fomentado la especialización en los usos de cada una, pasando el ganado lanar a ocupar la Dehesa de Majafrares, caracterizada por poseer pastizales de altura de gran calidad (De Andrés Almeida, 2001).



Figura 2.8: Vista de la ladera de solana de la Dehesa de Somosierra poblada mayoritariamente por roble melojo. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 5 y 6.

La importancia de la flora de este monte es conocida desde antiguo (Bellot, 1944), mientras que el conocimiento de su entomofauna se reduce a contadas citas puntuales.

En este lugar se establecieron seis estaciones de muestreo: dos estaciones (nº1 y nº2) en la parte más baja de la ladera de umbría, a alrededor de 1400 m de altitud, en dominio del abedular; otras dos (nº3 y nº4) también en la ladera de umbría a aproximadamente 1450 m de altitud, en un área dominada por el roble albar; y otras dos estaciones (nº5 y nº6) a una altitud aproximada de 1525 metros, en solana, en una zona dominada por el roble melojo.

2.3 HAYEDO DE MONTEJO

El Hayedo de Montejo o monte de El Chaparral y La Solana se encuentra en el término municipal de Montejo de la Sierra, en el extremo noroeste de la Comunidad de Madrid. Situado en la franja más baja de la ladera orientada al este de Sierra Esclava, en la margen derecha del río Jarama, que lo separa de la provincia de Guadalajara, y cerca de su nacimiento (Figura 2.9). Ocupa 250,53 hectáreas entre 1250 y 1580 metros de altitud.

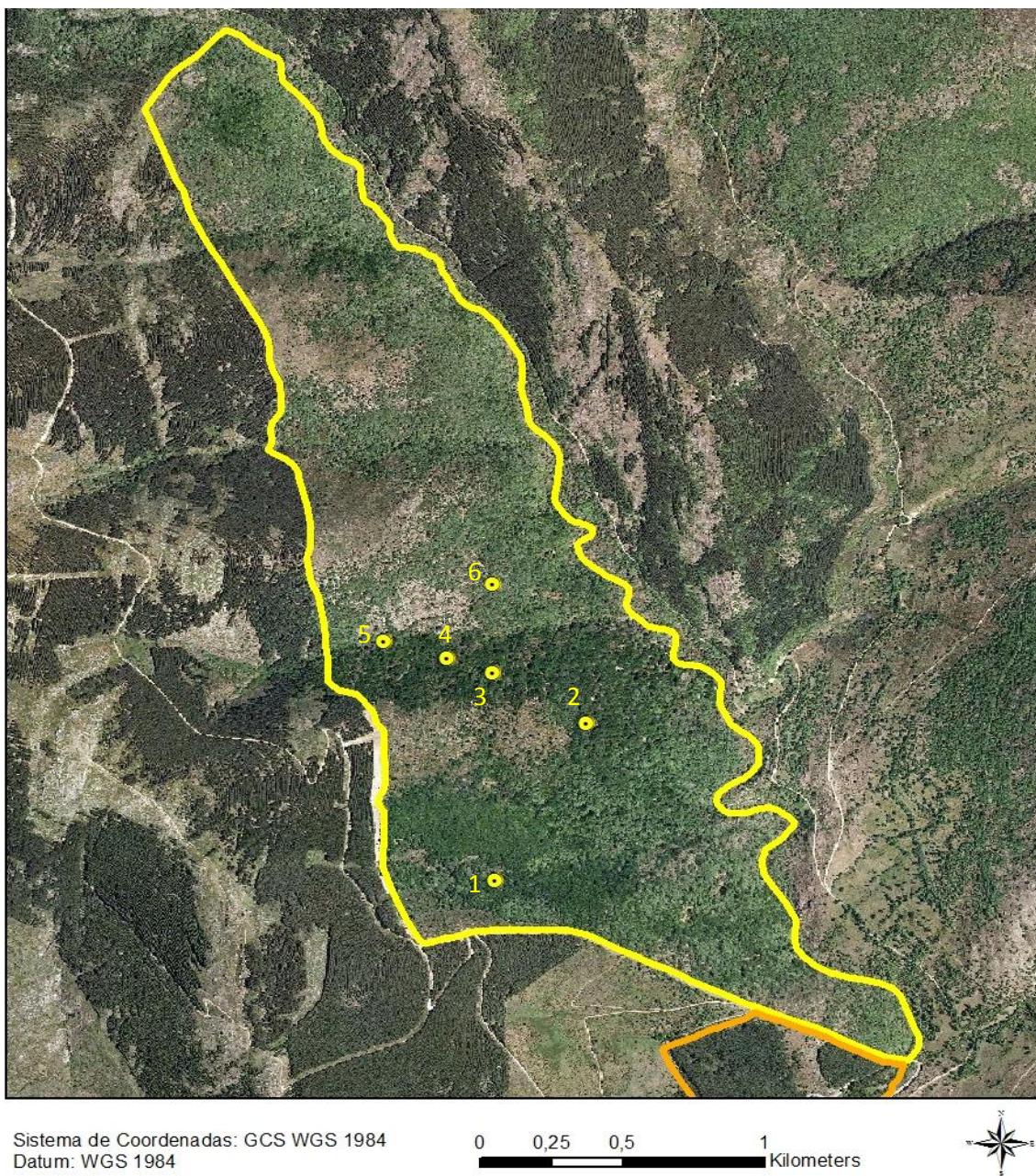


Figura 2.9: Vista aérea del Hayedo de Montejo, con localización de las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid'.

Se trata de un Monte de Utilidad Pública, con el número 89 en el Catálogo. Forma parte destacada de la Reserva de la Biosfera ‘Sierra del Rincón’, y está incluido igualmente en el LIC ‘Cuenca del Río Lozoya y Sierra Norte’. Desde 1974, con su declaración como ‘Sitio Natural de Interés Nacional’ es uno de los espacios protegidos en el ámbito de la Comunidad de Madrid.

Ocupa un terreno escarpado, de fuerte pendiente y drenado por varios arroyos: los del Entablado y del Hueco, que confluyen en medio del monte, y el del Paso que marca el límite entre El Chaparral y La Solana. Los pequeños valles que originan estos arroyos dan lugar a orientaciones en umbría dentro de la general exposición al este del monte en que se establecen los principales núcleos de hayas (*Fagus sylvatica*), no siendo raros los ejemplares añosos de gran porte (Figura 2.10).

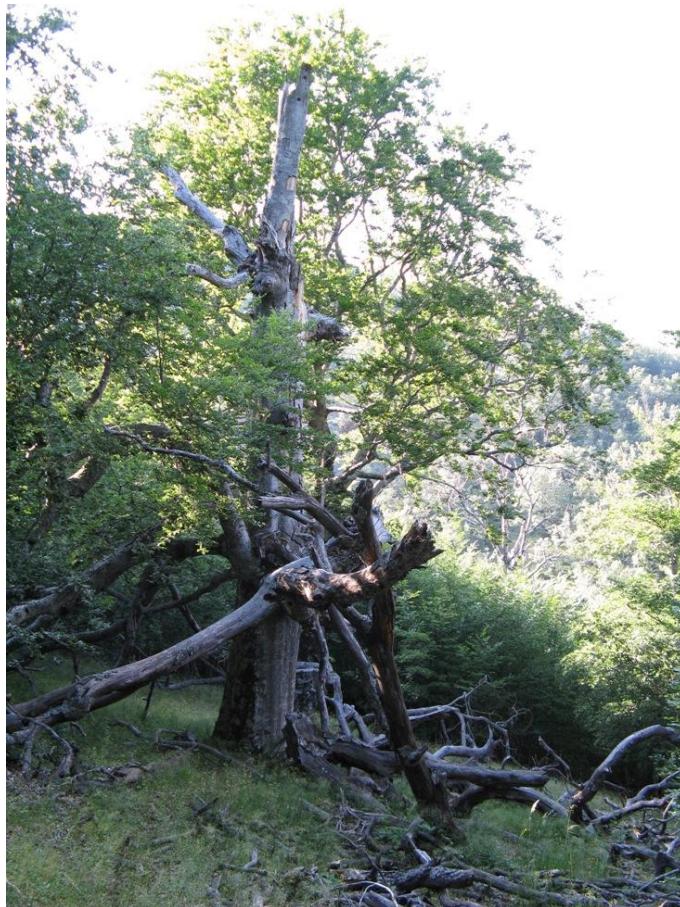


Figura 2.10: Ejemplar añooso y decrépito de haya con gran cantidad de madera muerta a su alrededor.

El resto del territorio está poblado por melojos (*Quercus pyrenaica*) que son la especie dominante en las solanas, y robles albares (*Quercus petraea*) (Figura 2.11), con presencia abundante de otras especies arbóreas como acebos (*Ilex aquifolium*), cerezos silvestres (*Prunus avium* (L.) L.), servales (*Sorbus spp.*)..., etc.



Figura 2.11: Ejemplar año de roble albar situado en la estación de muestreo número 1 del Hayedo de Montejo.

Además de los arroyos mencionados, el interior de El Chaparral está recorrido por una acequia o riera, al parecer de origen árabe, que discurre aproximadamente por la cota 1500 y drena parte del arroyo del Hueco para abastecer las huertas del pueblo, a unos ocho kilómetros de distancia (Hernández Bermejo *et al.*, 1983).

Tras su compra por los vecinos de Montejo de la Sierra, documentada en 1460, el bosque fue aclarado y transformado en dehesa para albergar reses de vacuno, ovino y caprino, proporcionando además bellotas y hayucos para la cría de porcino. El aprovechamiento ganadero era complementado con el de leñas, ejecutándose entresacas periódicas que, a menudo, eran destinadas a producción de carbón vegetal realizada en carboneras situadas en las partes más llanas del monte. La caza y la pesca completaban los aprovechamientos del monte, además del cultivo de algunas solanas, en un régimen que se mantuvo hasta bien entrado el siglo XX. Desde 1979, tras su declaración como

Sitio Natural de Interés Nacional, cesan todos los aprovechamientos, dedicándose este espacio al desarrollo de diversos programas de educación ambiental.

Debido a su singularidad, al tratarse de uno de los hayedos más meridionales de Europa, ha recibido una atención especial desde hace décadas por parte de la administración y de organismos de investigación, lo que ha posibilitado que actualmente contemos con catálogos de flora muscinal (Ron Álvarez *et al.*, 1982); de flora vascular (Hernández *et al.*, 1983); y flora liquéfica epífita (Amo & Burgaz, 2005), entre otros.

En la actualidad, gracias a un convenio de colaboración entre la Comunidad de Madrid y la escuela de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid, desde hace más de 20 años se vienen desarrollando estudios sobre seguimiento del clima, inventarios forestales, estudios genéticos o ecofisiológicos y procesos de dispersión (Gil *et al.*, 2011). Este convenio ha posibilitado la implantación de una estación meteorológica cuyos datos han sorprendido a los investigadores dado que de los 17 climodiagramas analizados sólo cuatro han presentado condiciones apropiadas para el haya (Clima VI, nemoral genuino, de acuerdo con la clasificación de Allué); en otros 3 la sequía ha superado los tres meses, lo que sugiere un clima característico de los encinares húmedos (Clima IV₄), y en los 10 restantes, las condiciones fueron propias de los quejigares y melojares húmedos con encinas (Clima VI(IV)₂) (Gil *et al.*, 2011).



Figura 2.12: Las hayas añosas y la acumulación de madera muerta de todas dimensiones son frecuentes en algunos puntos del Hayedo de Montejo, aportando gran diversidad de nichos explotables por la fauna saproxílica.

Pese a que Speight (1989) lo señaló como un posible lugar de interés para la fauna saproxílica (Figura 2.12), hasta el presente no se había realizado ningún muestreo sistemático en este lugar, del que existen contadas citas puntuales.

En este lugar se establecieron 6 estaciones de muestreo, todas a una altitud aproximada de 1500 metros, situadas a lo largo del camino que acompaña a la reguera antes mencionada. La estación nº1 se ubicó en un área en que la vegetación arbórea estaba dominada por roble albar (Figura 2.11); Las tres siguientes (nº2, nº3 y nº4) se ubicaron en áreas dominadas por el haya (Figuras 2.10 y 2.12); y finalmente otras dos (nº5 y nº6) se situaron en un área más soleada en que la especie dominante era el roble melojo.

2.4 DEHESA DE MADARCOS

La Dehesa de Madarcos es un monte catalogado de utilidad pública desde 1862, con el número 88 en el C.U.P. Ocupa 95 hectáreas que se extienden por la vertiente oeste del cordal que separa el término de Madarcos del de Horcajuelo y en el que despuantan el pico de la Dehesilla (1316 m) y el cerro Quiñones (1324 m) (Figura 2.13).



Sistema de Coordenadas: GCS WGS 1984

Datum: WGS 1984

0 0.2 0.4

0.8 Kilometers



Figura 2.13: Vista aérea de la Dehesa de Madarcos, con indicación de los puntos en que se localizaron las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid'.

Situado al este del término municipal y a escasos 500 metros del municipio, este monte tiene una exposición dominante hacia el oeste en la parte más elevada; al suroeste en las laderas, con pendientes que superan el 30% de desnivel, mientras el tercio inferior, por debajo de la cota 1150, es la parte más llana de la dehesa con pendientes que no superan el 8 % y netamente orientada hacia el sur.

La menor altitud y la situación en solana de la parte baja de la dehesa hacen que el clima sea allí mucho más marcadamente mediterráneo que en las otras localidades muestreadas. De hecho, la precipitación media anual se sitúa en torno a tan solo 600 milímetros.

Las laderas están pobladas de un monte bajo de melojos (*Quercus pyrenaica*) de muy escaso desarrollo, que son sustituidos por encinas (*Quercus ilex*) en las partes más soleadas, acompañados de arces de Montpelier (*Acer monspessulanum* L.), y cornicabras (*Pistacia terebinthus* L.) entre los afloramientos rocosos, donde el suelo es más escaso.

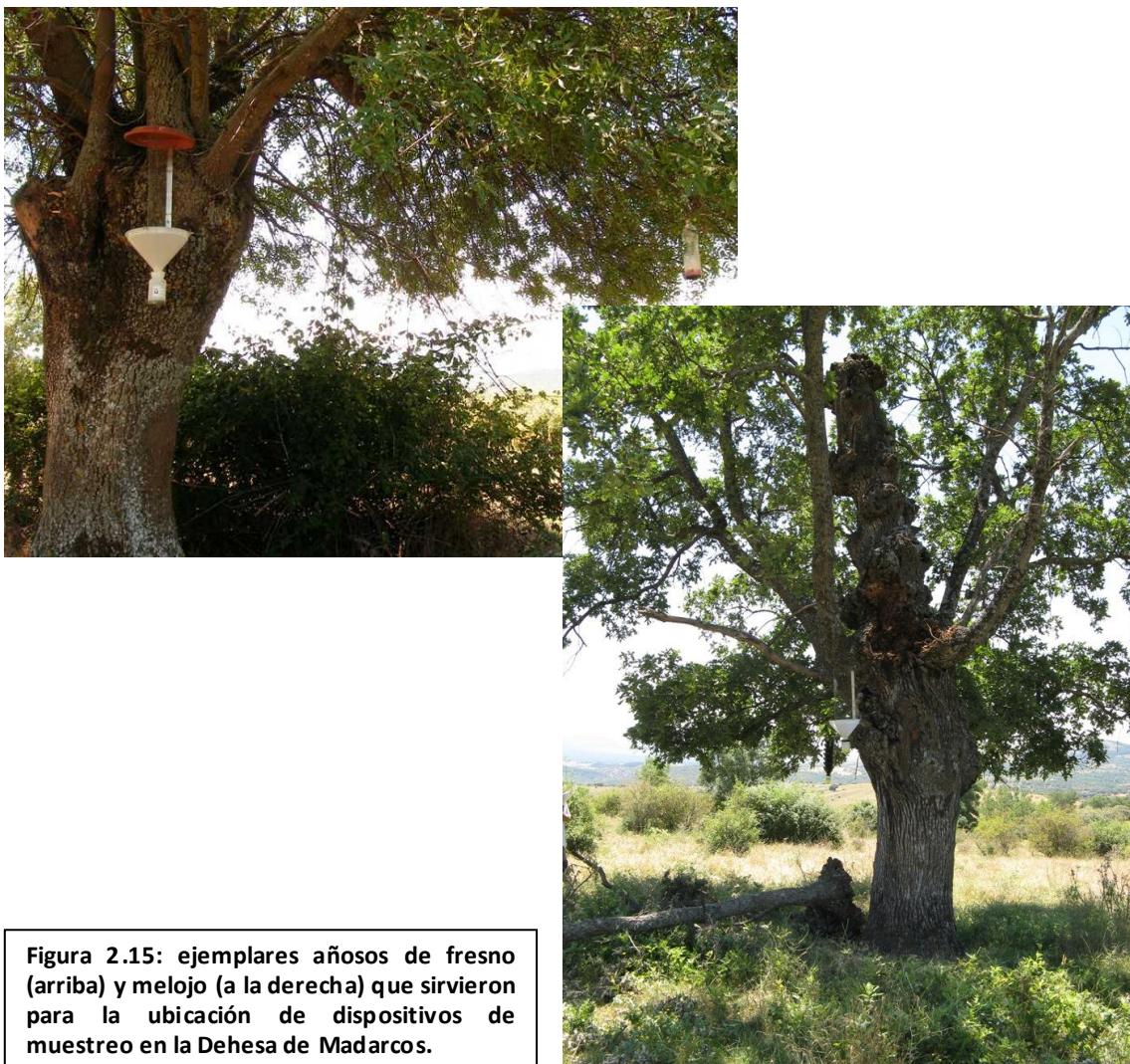
Por el contrario, la zona baja, de menor pendiente, presenta una formación adehesada a base de melojos y fresnos (*Fraxinus angustifolia*) en monte alto (Figura 2.14), con ejemplares de porte notable y muy viejos en que tradicionalmente se practicaba el trasmochado periódico para la producción de leñas y ramón para el ganado.



Figura 2.14: Vista de la parte baja de la Dehesa de Madarcos, con fresnos y en menor medida melojos que han sobrepasado en gran medida su turno de poda.

Esta práctica ha propiciado que la mayoría de los árboles que pueblan la parte baja de la dehesa presenten todo tipo de oquedades, pudriciones, partes muertas, etc., presumiblemente adecuados para albergar una fauna saproxílica rica y variada especializada en ese tipo de sustratos (Figura 2.15).

La producción preferente de este monte en la actualidad es la de pastos que se aprovechan a diente por ganado vacuno en régimen extensivo. También es objeto de aprovechamiento cinegético, estando la dehesa incluida en el coto de caza del municipio. Asimismo en los últimos años se está potenciando su uso recreativo con el señalamiento de varias sendas adecuadas para el excursionismo. En este lugar se situaron tres estaciones de muestreo, todas en la parte baja de la dehesa, siempre en la cercanía de árboles (fresnos o melojos trasmochados) con signos visibles de la presencia de coleópteros saproxílicos.



2.5 PINAR DE LA MALEZA

Monte enclavado en el límite oeste del término municipal de Montejo de la Sierra, declarado de utilidad pública en 2006, cuando se incorporó al Catálogo con el número 202. Con forma alargada en la dirección norte-sur, ocupa una superficie de 215 hectáreas (Figura 2.16).

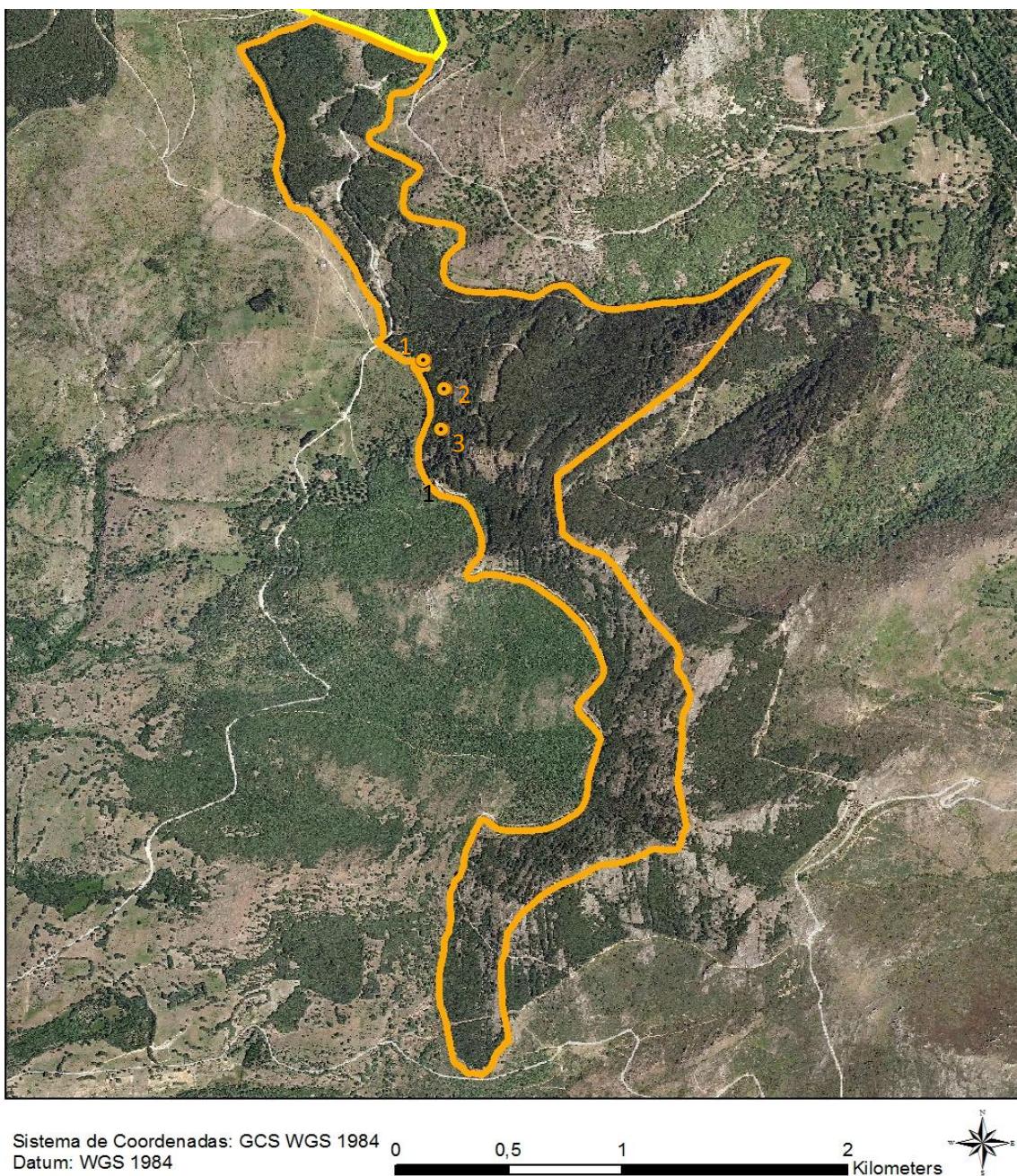


Figura 2.16: Vista aérea del Pinar de La Maleza, con indicación de los lugares en que se localizaron las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de 'Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid'.

El monte se extiende por las partes más altas y con mayor pendiente de la Cuerda de Bañaderos, desde la cota 1250 hasta por encima de la 1600 (1637 metros en el pico principal). Limita al norte con el monte de El Chaparral y el río Jarama; al este con el término municipal de La Hiruela; al sur con el término municipal de Prádena; y al oeste con varias áreas de pastizal pertenecientes al mismo término municipal, así como con el monte La Dehesilla, también de utilidad pública y poblado mayoritariamente por melojos.

El monte se haya poblado por una masa coetánea de pino albar (*Pinus sylvestris*), fruto, como la mayoría de los muchos pinares existentes hoy en la comarca, de las repoblaciones realizadas en los años 50 y 60 del pasado siglo sobre terrenos dedicados previamente a la producción de pastos o de leñas en monte bajo, generalmente de *Quercus pyrenaica*. El objetivo de aquellas repoblaciones era el establecimiento de una cubierta protectora que frenara la erosión del suelo en esas sierras parcialmente desprovistas de vegetación evitando así el aporte de sedimentos a los embalses situados aguas abajo (Abelló, 1985).



En comparación con las laderas circundantes no repobladas, en estos pinares el ambiente es más suave, menos frío en invierno y menos cálido en verano, el aire más húmedo y el suelo más esponjoso y permeable. No obstante, estas masas de pinos se encuentran muy descuidadas en lo que a tratamientos selvícolas se refiere. Su densidad, entre 800 y 1100 pies/ha (Figura 2.17), prácticamente coincidente con la inicial en el momento de la plantación, es excesiva y amenaza su estabilidad biológica, al margen de dificultar el establecimiento de frondosas por la falta de luz a nivel del suelo (Gil *et al.*, 2008).

El exceso de densidad, común actualmente a la mayoría de repoblaciones de coníferas realizadas en aquella época, es un factor muy negativo en caso de incendio al facilitar su propagación a la vez que dificulta las labores de extinción. Igualmente, la densidad excesiva reduce el vigor de los árboles, aumentando el riesgo de sufrir enfermedades y plagas. De hecho, no es difícil encontrar en el seno del pinar pies dominados con escaso vigor y pequeños claros consecuencia de la muerte de rodales completos de árboles en tiempos recientes.

En este monte se situaron tres estaciones de muestreo localizadas sobre una línea de máxima pendiente, en paralelo a su límite occidental, a altitudes aproximadas de 1375 m (estación nº1), 1425 m (estación nº2) y 1475 m (estación nº3). En los tres casos las estaciones se ubicaron aprovechando pequeños claros abiertos en el monte por la muerte natural de algunos rodales de arbolado.

CAPÍTULO 3

MUESTREOS

3.1 DISPOSITIVOS DE CAPTURA UTILIZADOS

Para la recolección estandarizada de muestras se diseñó una estación de muestreo que constaba de los siguientes elementos: una trampa de embudos, dos trampas de ventana y cuatro trampas aéreas con cebo oloroso.

3.1.1 Trampa de embudos o tipo Lindgren

Este tipo de trampa se desarrolló inicialmente para la captura de escolítidos (Lindgren, 1983), siendo normalmente en ese caso cebada con feromonas u otros compuestos orgánicos atractivos para estos insectos, pero se ha mostrado igualmente útil en la captura de otras especies saproxílicas que se cree pueden confundir el conjunto de embudos con un tronco muerto. Cada trampa tipo Lindgren constaba de 8 embudos de plástico de color negro de 22 cm de diámetro, con un bote de recogida de 500 cm³ de capacidad colocado en el extremo inferior y una tapadera a modo de tejadillo en la parte superior para evitar la entrada en el dispositivo de agua de lluvia. El conjunto se colgaba mediante un gancho de la rama de un árbol, quedando el bote de recogida a una altura mínima de 2 metros (Figura 3.1).



Figura 3.1: Trampa de embudos colgada bajo un roble melojo en la Dehesa de Somosierra.

Como conservante se utilizó salmuera en los muestreos realizados en la Dehesa Bonita de Somosierra (2007) y Hayedo de Montejo (2008); y glicol rebajado al 25% en el Pinar de La Maleza y Dehesa de Madarcos (2011).

3.1.2 Trampa de ventana o de intercepción de vuelo

Se utilizó un modelo basado en el dispositivo descrito por Siitonen (1994), aunque con algunas modificaciones. Cada trampa constaba de una placa transparente de falso vidrio de 30 x 50 centímetros de anchura y 3 mm de espesor, que con ayuda de un pequeño bastidor de aluminio se colocaba adosada mediante tornillos al tronco de un árbol, frecuentemente decrepito o muerto, y siempre a más de dos metros de altura. El embudo situado en la parte inferior del dispositivo se encarga de recoger los insectos que chocan en vuelo contra el falso vidrio y los introduce en un recipiente inferior de 500 cm³ de capacidad donde quedan recogidos y preservados de la putrefacción gracias a la presencia de un líquido conservante (Figura 3.2). Con este fin se utilizaron los mismos fluidos ya mencionados en el caso de la trampa tipo Lindgren.



Figura 3.2: Modelo de trampa de intercepción de vuelo utilizada en los muestreos, en este caso colocada sobre el tronco en pie de un gran ejemplar muerto de haya en el Hayedo de Montejo.

3.1.3 Trampa aérea olorosa

Los dispositivos utilizadas en este caso son una variante de los descritos por Allemand & Aberlenc (1991). La variación consiste en que, en lugar de invertir la parte cónica superior de la botella de plástico, ésta no se ha modificado y se ha abierto una ventana en el tercio superior de la parte cilíndrica del cuerpo de la botella. En la parte inferior, hasta 1/3 de su capacidad, se coloca el líquido de cebo, en este caso mezcla de vino tinto y cerveza al 50%. Para que el líquido de cebo hiciera también las veces de conservante se ha añadió un 10% de sal de cocina. Con el fin de evitar la inundación de la trampa en caso de lluvia se practicaron dos agujeros diametralmente opuestos justo por encima del nivel del líquido de cebo. Un gancho de acero galvanizado fijado a la parte superior de la botella sirvió para suspender cada trampa de la rama de un árbol, evitando así en la medida de lo posible el acceso de especies no voladoras (Figura 3.3). Este tipo de trampas se vienen utilizando desde hace décadas en el estudio de especies saproxílicas, especialmente coleópteros (Simon, 1954; Dillon & Dillon, 1972; Donaldson *et al.*, 1986; Alm *et al.*, 1986).



Figura 3.3: Imagen de trampa aérea con cebo oloroso (vino y cerveza) de las utilizadas en los trabajos de campo.

3.2 CONFIGURACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Los siete dispositivos de captura correspondientes a cada estación se situaban agrupados dentro de un círculo de no más de 50 m de diámetro, dejando una distancia mínima de 150 metros entre estaciones consecutivas. Para situar las estaciones se escogieron, como norma general, claros de bosque cuyo acceso no fuera demasiado complicado, en ocasiones aprovechando, cuando era posible, la presencia de árboles muertos en pie que permitieran la colocación de las trampas de ventana (Figura 3.4). Las coordenadas del centro de cada estación de muestreo quedan recogidas en la Tabla 3.1.



Localidad	Estación	Hábitat	Coord_X	Coord_Y	Altitud
Dehesa de Somosierra	1	Abedular	451540	4552970	1410
	2	Abedular	451405	4552815	1415
	3	Robledal albar	451565	4552910	1425
	4	Robledal albar	451630	4552955	1425
	5	Melajar	451655	4552645	1485
	6	Melajar	451655	4552645	1495
Hayedo de Montejo	1	Robledal albar	457932	4551210	1440
	2	Hayedo	458179	4551785	1435
	3	Hayedo	457931	4551969	1435
	4	Hayedo	457811	4552023	1440
	5	Melajar	457642	4552087	1450
	6	Melajar	457934	4552294	1440
Dehesa de Madarcos	1	Dehesa de fresno	452023	4544323	1075
	2	Dehesa de fresno	452177	4544457	1085
	3	Dehesa de fresno	452263	4544288	1085
Pinar de La Maleza	1	Repoplación de pino albar	458982	4549177	1370
	2	Repoplación de pino albar	459050	4549045	1400
	3	Repoplación de pino albar	459040	4548865	1415

Tabla 3.1: Relación de las estaciones de muestreo en cada una de las localidades, con indicación del tipo de hábitat, y las coordenadas y altitud de su centro.

Para cada uno de los muestreos, las trampas se colocaban en campo durante el mes de mayo, coincidiendo con el inicio de la actividad de los insectos, y se retiraban en agosto, cuando se comprobaba que el nivel de capturas se había reducido al mínimo. A lo largo de cada campaña las trampas se revisaban con una periodicidad aproximada de dos semanas, trasladando todo el material capturado al laboratorio para su limpieza, identificación y almacenamiento.

3.3 IDENTIFICACIÓN DEL MATERIAL COLECTADO

Una vez recogido, el material era trasladado al laboratorio donde era sometido inicialmente a un cuidadoso lavado, separándose a continuación los ejemplares pertenecientes a las especies objetivo del resto de material retenido por los dispositivos de captura. Para la identificación del material colectado se ha empleado la bibliografía especializada disponible indicada en el capítulo correspondiente. Para algunos grupos ha sido imprescindible contar con la inestimable colaboración de taxónomos especialistas que se indican en la Tabla 3.2.

Como norma general se ha seguido la nomenclatura empleada en la base de datos de Fauna Europea (De Jong, 2011).

Grupo	Especialista
Staphylinidae	Raimundo Outerelo & Purificación Gamarra, Madrid, España
Scydmaenidae	Pawel Jaloszynski, Wroclaw, Polonia
Elateridae	José Luis Zapata, Madrid, España
Cantharidae	José Manuel Diéguez, Barcelona, España
Dermestidae	Andreas Herrmann, Stade, Alemania
Dasytiidae	Gianfranco Liberti, Ubaldo, Italia.
Cryptophagidae, Atomariinae	José Carlos Otero, Santiago de Compostela, España
Cerylonidae	Adriana M. García Díaz, Santiago de Compostela, España
Latridiidae	Mª José López Fernández, Santiago de Compostela, España
Ciidae	Glenda Orledge, Bath, Reino Unido
Curculionidae, Cryptorhynchinae	Peter E. Stüben, Mönchengladbach, Alemania

Tabla 3.2: Relación de especialistas que han colaborado en la identificación del material recogido en los muestreos.

..

Los resultados obtenidos en cada una de las localidades muestreadas fueron registrados inicialmente en una base que incluía datos de especies capturadas, número de ejemplares, tipo de dispositivo de captura en que se obtuvieron y fecha de captura.

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS GENERAL DE LAS COMUNIDADES DE COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS DE LOS BOSQUES DEL NORTE DE LA COMUNIDAD DE MADRID

4.1 INTRODUCCIÓN

El norte de la Comunidad de Madrid es la zona menos poblada de la provincia. A pesar de eso, el medio natural se encuentra muy antropizado. Desde hace siglos la mano del hombre ha venido modificando severamente los ecosistemas según su conveniencia, salvo en aquellos lugares donde existía una normativa que regulara su explotación, como era el caso de numerosas dehesas boyales existentes en la comarca. Así, desde hace siglos, y dado que la elevada altitud de la zona no la hacía adecuada para la agricultura, buena parte de los bosques que la debieron poblar casi por completo fueron paulatinamente sustituidos por pastos que sirvieran de sostenimiento a la ganadería, que incluso hoy sigue siendo la actividad económica fundamental en la comarca (López Estébanez & Sáez Pombo, 2002).

De forma análoga, desde hace siglos, la producción de carbón vegetal con destino a satisfacer la ingente demanda de la capital, se suma al proceso modificador del paisaje. A pesar de tratarse de una explotación sostenible, esta industria propició profundas alteraciones en la fisonomía y composición de los bosques sobre los que se desarrollaba, modificaciones que aún hoy, varias décadas después de su cese, son patentes en el paisaje, en el que son mayoría los bosques que han llegado a nuestros días en forma de montes bajos (Bravo, 1993; Hernando Ortego, 2014).

En la segunda mitad del siglo XX surge la necesidad de dotar de una cubierta arbórea protectora a las cuencas de los embalses construidos para garantizar el abastecimiento de agua de la capital. Así, donde antes hubo pastos o montes bajos de quercíneas aparece un nuevo elemento en el paisaje, las repoblaciones con coníferas, antes prácticamente ausentes en todo el área (Abelló, 1985; Gómez Mendoza & Mata Olmo, 1992).

El resultado es que hoy el paisaje de la Sierra Norte es muy diferente al de los bosques primigenios que debieron predominar antes de la intervención humana. En la actualidad es esencialmente un mosaico con numerosos tipos de bosque, con diferentes especies arbóreas dominantes, y con diferente grado de alteración por la actividad humana (Sáez Pombo, 2000).

Esta profunda modificación de los bosques, sin duda, ha dado como resultado una profunda modificación de la comunidad de coleópteros saproxílicos que poblaba las masas forestales primigenias que, consecuentemente, quedará para siempre como una incógnita. El objetivo de este capítulo es dar a conocer la fauna de coleópteros saproxílicos que ocupa en la actualidad cada uno de los cuatro bosques incluidos en este estudio, su estructura, sus similitudes y sus peculiaridades, con especial atención a aquellas especies poco frecuentes o amenazadas que han sido capaces de sobrevivir en la zona hasta nuestros días.

4.2 MATERIAL Y MÉTODOS

4.2.1 Dominancia

La dominancia o abundancia relativa se calculó para cada una de las estaciones de muestreo siguiendo el criterio de Schlaghamerský (2000). De acuerdo con su contribución al número total de individuos colectados en cada localidad o en el conjunto de ellas, las especies se han clasificado en eudominantes (>10%), dominantes (5-10%), subdominantes (2-5%), dominadas (1-2%) y subdominadas (<1%). La estructura de dominancia de las comunidades se muestra en gráficos que abarcan desde las especies eudominantes a las dominadas.

4.2.2 Similitud entre tipos de bosque

Los índices de similitud expresan el grado en que dos muestras son semejantes en función de las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta (Pielou, 1975; Magurran, 1988; Baev & Penev, 1995;). En cualquier caso, a partir de un valor de similitud (s) se puede calcular fácilmente la disimilitud (d) entre dos muestras: $d=1-s$ (Magurran, 1988). Se pueden emplear índices de similitud cualitativos y cuantitativos para comparar localidades o bosques.

En este caso se han utilizado cuatro de los valores calculados por el programa Stimates 9.1.0 (Colwell, 2013), tanto para las faunas observadas en cada localidad, como para las capturadas por cada tipo de dispositivo de muestreo en cada localidad y en su conjunto (Capítulo 7).

El valor máximo de la similitud sería 1 ó 100% cuando las biocenosis comparadas son iguales; y el mínimo es 0 cuando las biocenosis comparadas son completamente distintas.

Coefficiente de similitud de Jaccard (I_j)

Muy usado en ecología, mide la similitud, disimilitud o distancia que existe entre dos estaciones o localidades de muestreo.

$$I_j = c / (a + b - c)$$

Donde: a es el número de especies presentes en el sitio A

b es el número de especies presentes en el sitio B

c es el número de especies presentes a la vez en los sitios A y B

Coeficiente de similitud de Sørensen

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$

Donde: a es el número de especies presentes en el sitio A

b es el número de especies presentes en el sitio B

c es el número de especies presentes a la vez en los sitios A y B

Coeficiente de similitud de Chao-Jaccard

Similar al coeficiente de Jaccard, pero corrigiendo las cifras al tener en cuenta las especies presumiblemente presentes, pero no localizadas en los muestreos.

Coeficiente de similitud de Chao-Sørensen

Similar al coeficiente de Sørensen, pero corrigiendo las cifras al tener en cuenta las especies presumiblemente presentes pero no localizadas en los muestreos.

4.2.3 Dendrograma de similitud

A partir de los valores de similitud se construyó la correspondiente matriz, y empleando como medida la distancia Jaccard y como método de agrupamiento la similitud máxima (Gutiérrez *et al.*, 1994), se construyó el dendrograma de similaridad aplicable a las faunas de las cuatro localidades.

4.2.4 Complementariedad entre tipos de bosque

El concepto de complementariedad hace referencia a grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell & Coddington, 1994). Para obtener su valor es necesario calcular previamente dos medidas:

- I. La riqueza total para ambos sitios combinados:

$$S_{AB} = a + b - c$$

Donde a es el número de especies del sitio A; b el número de especies del sitio B; y c el número de especies en común entre ambos sitios.

- II. El número de especies únicas a cualquiera de los dos lugares:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

Y a partir de esos dos valores calculamos la complementariedad de los sitios A y B como:

$$C_{AB} = U_{AB} / S_{AB}$$

La complementariedad varía entre cero, cuando ambos lugares albergan idéntica composición de especies; y uno, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas (Colwell & Coddington, 1994). Este valor se puede expresar como el porcentaje de especies que son complementarias entre los dos lugares.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Datos generales

En los muestreos sistemáticos realizados en las cuatro localidades han sido recolectados un total de 11674 coleópteros, de los cuales 9900 pertenecían a especies saproxílicas. Dentro de este grupo se han identificado 357 especies, repartidas en 53 familias.

La procedencia de las capturas se resume en la Tabla 4.1, donde se indica el número de ejemplares, especies y familias colectados, así como el porcentaje que suponen respecto del total.

	Ejemplares	%	Especies	%	Familias	%
Dehesa Bonita de Somosierra	2457	24,8	109	30,5	37	69,8
Hayedo de Montejo	4797	48,4	220	61,6	47	88,6
Dehesa de Madarcos	780	7,8	116	32,5	34	64,1
Pinar de La Maleza	1866	18,8	115	32,2	34	64,1
Total	9900	100	357	100	53	100

Tabla 4.1: Cuantificación de las capturas realizadas en las cuatro localidades muestreadas en ejemplares, especies y familias.

Por el número de individuos atrapados en los muestreos destacan las siguientes especies (Figura 23): *Xyleborinus saxeseni* (Ratzenburg, 1837), 1471 ejemplares; *Epuraea fuscicollis* (Stephens, 1832), 1467 ejemplares; *Anisandrus dispar* (Fabricius, 1792), 1201 ejemplares; *Crypturgus cinereus* (Herbst, 1793), 536 ejemplares; *Hylastes attenuatus* Erichson, 1836, 517 ejemplares; *Ptilinus pectinicornis* (Linnaeus, 1758), 276 ejemplares; *Triplax russica* (Linnaeus, 1758), 258 ejemplares; *Cryptarcha strigata* (Fabricius, 1787), 215 ejemplares; *Atheta picipes* (Thomson, 1856), 191 ejemplares; *Aleochara sparsa* Heer, 1839, 154 ejemplares; *Cryptarcha undata* (Olivier, 1790); 146 ejemplares; *Enicmus rugosus* (Herbst, 1793), 130 ejemplares; *Enicmus brevicornis* (Mannerheim, 1844), 127 ejemplares; y *Hesperus rufipennis* (Gravenhorst, 1802), 103 ejemplares.

Estas 14 especies, las únicas que superan cada una el 1% del total de material recolectado, suman un total de 6793 ejemplares, que suponen el 68,61% del total de ejemplares recogidos en los muestreos.

En sentido opuesto, hay un total de 88 especies de las que tan solo se ha podido estudiar un ejemplar.

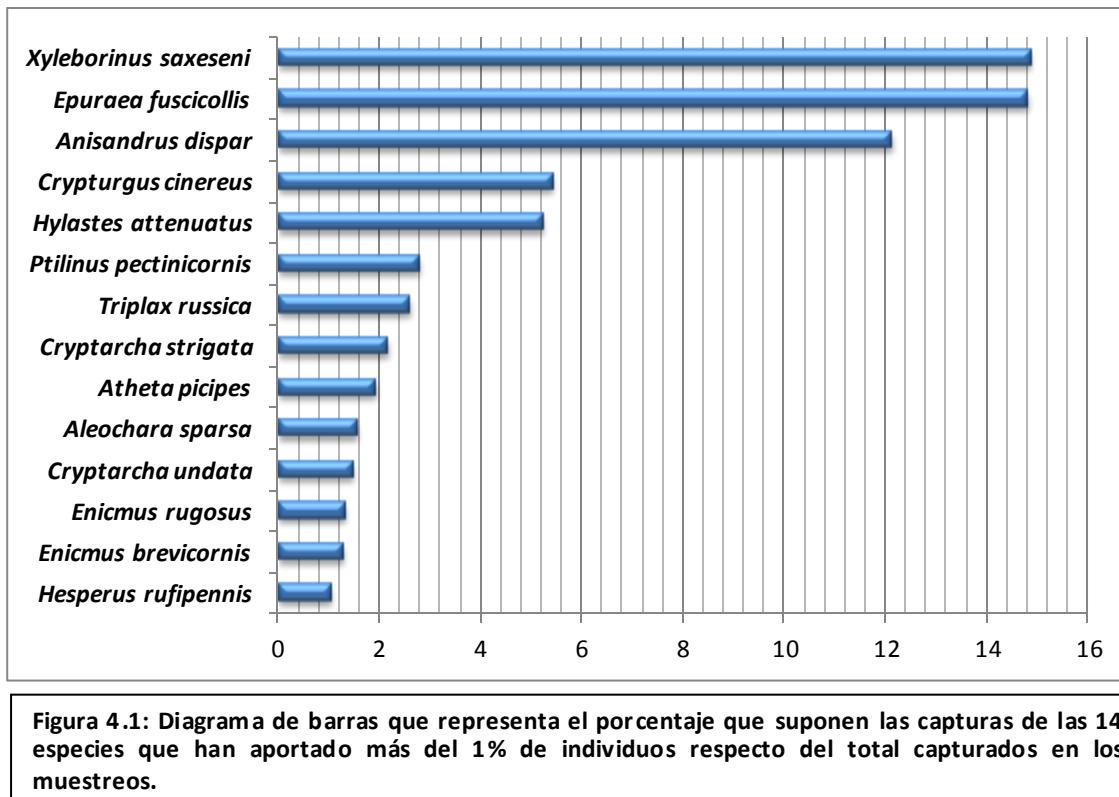


Figura 4.1: Diagrama de barras que representa el porcentaje que suponen las capturas de las 14 especies que han aportado más del 1% de individuos respecto del total capturados en los muestreos.

Las familias que aportan un mayor número de especies son Staphylinidae con 49; Cerambycidae, con 35; Curculionidae, con 34; Buprestidae con 16; Anobiidae y Nitidulidae, con 14 cada una; Histeridae y Dermestidae con 13 cada una; Elateridae, Cryptophagidae y Tenebrionidae con 12 especies cada una; y Dasytidae con 11 especies. El resto de familias aportan menos de una decena de especies.

4.3.2 Especies destacables

De las 357 especies, 41 están incluidas en la ‘European Red List of Saproxylic Beetles’ (Nieto & Alexander, 2010) (Tala 4). Siete como NT (Casi Amenazada), 32 como LC (Situación Menos Preocupante), y tan solo una dentro de las categorías amenazadas, concretamente *Ischnodes sanguinicollis* (Panzer, 1793) que es calificada como VU (Vulnerable). La relación de estas especies junto con su calificación queda recogida en la Tabla 4.2.

Species	IUCN Red List Category (Europe)	IUCN Red List Category (EU 27)
<i>Lichenophanes varius</i> (Illiger 1801)	NT	NT
<i>Xylopertha retusa</i> (Olivier 1790)	LC	LC
<i>Cerambyx scopolii</i> Fuessly 1775	LC	LC
<i>Cerambyx welensii</i> (Kuster 1846)	NT	NT
<i>Chlorophorus figuratus</i> (Scopoli 1763)	LC	LC
<i>Chlorophorus ruficornis</i> (Olivier 1790)	LC	LC
<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Clytus tropicus</i> (Panzer 1795)	LC	LC
<i>Glaphyra umbellatarum</i> (Schreber 1759)	LC	LC
<i>Hylotrupes bajulus</i> Linnaeus 1758	LC	LC
<i>Phymatodes testaceus</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Plagionotus detritus</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Purpuricenus kaehleri</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Stenopterus ater</i> Linnaeus 1767	LC	LC
<i>Trichoferus pallidus</i> (Olivier 1790)	LC	LC
<i>Xylotrechus arvicola</i> (Olivier 1795)	LC	LC
<i>Xylotrechus antilope</i> (Schönherr 1817)	LC	LC
<i>Pediocacus depressus</i> (Herbst 1797)	LC	LC
<i>Ampedus aurilegulus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC
<i>Ampedus nigerrimus</i> (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835)	NT	NT
<i>Ampedus pomorum</i> (Herbst 1784)	LC	LC
<i>Ampedus sanguineus</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Brachygnonus ruficeps</i> (Mulsant & Guillebeau 1855)	NT	NT
<i>Brachygnonus megerlei</i> (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835)	NT	NT
<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus 1758	NT	NT
<i>Ischnodes sanguinicollis</i> (Panzer, 1793)	VU	VU
<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg 1781)	LC	LC
<i>Triplax russica</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Melasis buprestoides</i> (Linnaeus 1761)	LC	LC
<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus 1758)	NT	NT
<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC
<i>Litargus connexus</i> (Fourcroy 1785)	LC	LC
<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius 1793	LC	LC
<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius 1777)	LC	LC
<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius 1798	LC	LC
<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (Linnaeus 1761)	LC	LC
<i>Parilendus quadriguttatus</i> P.W.S. Müller 1821	LC	LC
<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus 1761)	LC	LC
<i>Tenebroides fuscus</i> (Goeze 1777)	DD	DD

Tabla 4.2: Relación de especies capturadas en los muestreos que están incluidas en la 'European Red List of Saproxylic Beetles' (Nieto & Alexander, 2010).

Por lo que se refiere al ‘Libro Rojo de los Invertebrados de España’ (Verdú & Galante, 2006), sólo una especie de las recogidas en esta lista ha sido capturada en los muestreos, *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758), localizada en la Dehesa de Madarcos.

Un total de nueve especies han resultado ser nuevas para la fauna de la Península Ibérica (Tabla 4.3).

	Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
<i>Nudobius latus</i> (Gravenhorst, 1806)				x
<i>Quedius aetolicus</i> Kraatz, 1858			x	
<i>Quedius infuscatus</i> Erichson, 1840		x	x	
<i>Phloeostiba lapponica</i> (Zetterstedt, 1838)	x			
<i>Sepedophilus bipunctatus</i> (Gravenhorst, 1802)		x		
<i>Placusa adscita</i> Erichson, 1839	x	x		
<i>Eucinetus haemorrhoidalis</i> (Germar, 1818)			x	
<i>Notolaemus unifasciatus</i> (Latreille, 1804)	x	x		
<i>Cerylon impressum</i> Erichson, 1845				x

Tabla 4.3 Especies de coleópteros saproxílicos colectadas en los trabajos de campo cuya presencia en la Península Ibérica era desconocida, con indicación de las localidades en que aparecieron.

4.3.3 Especies poco frecuentes

En el extremo opuesto a las especies más abundantes se encuentran las especies menos frecuentes, pero que tienen gran importancia porque sirven para caracterizar la fauna localizada en cada una de las localidades muestreadas. En la Tabla 4.4 se indica el número de especies representadas por 5 o menos ejemplares en cada localidad y en el conjunto.

Nº de ejemplares colectados	5	4	3	2	1
Dehesa Bonita de Somosierra	3	9	14	12	41
Hayedo de Montejo	12	11	26	30	69
Dehesa de Madarcos	5	9	9	17	45
Pinar de La Maleza	4	9	6	22	36
Total	15	20	33	59	88

Tabla 4.4: Número de especies poco frecuentes localizadas en cada una de las estaciones muestreadas y en el conjunto.

4.3.4 Estructura general y dominancia

La estructura de dominancia de las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades consideradas por separado, siguiendo en todos los casos el criterio de Schlaghamerský (2000) quedan reflejados en las Figuras 4.2 a 4.5.

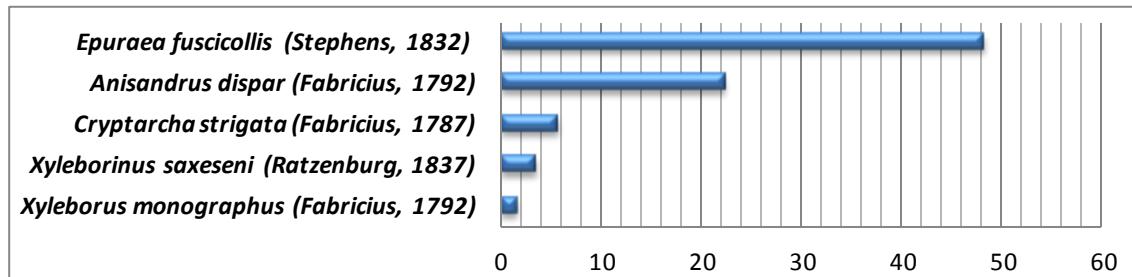


Figura 4.2: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos de la Dehesa Bonita de Somosierra expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 5 especies, con un total de 1996 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 81,23% del total. El bajo número de especies está a su vez condicionado por el alto número de ejemplares de *Epuraea fuscicollis* (Stephens, 1832) recolectados en esta localidad.

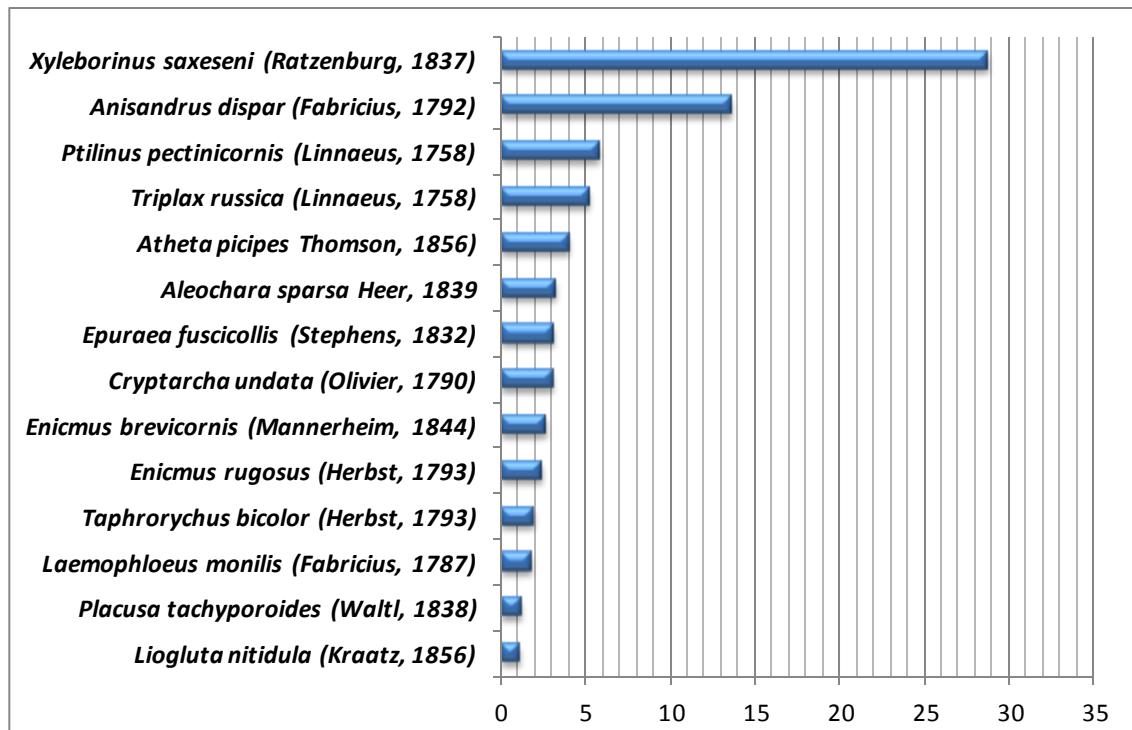


Figura 4.3: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos del Hayedo de Montejo expresada en porcentaje del total de ejemplares atrapados en esa localidad. Estas 14 especies, con un total de 3718 ejemplares aportados a los muestreos, suponen el 77,50% del total de individuos atrapados.

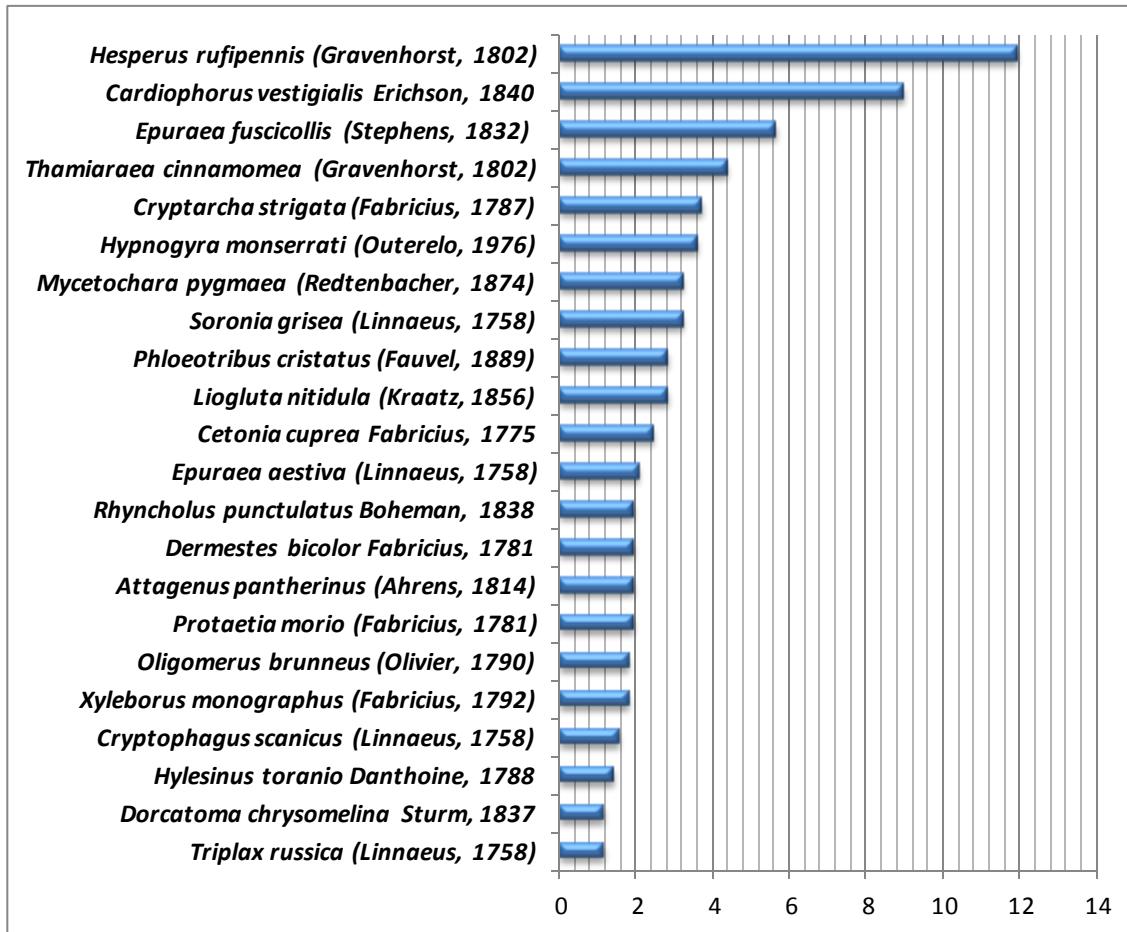


Figura 4.4: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Madarcos expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 22 especies, con un total de 556 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 71,28% del total.

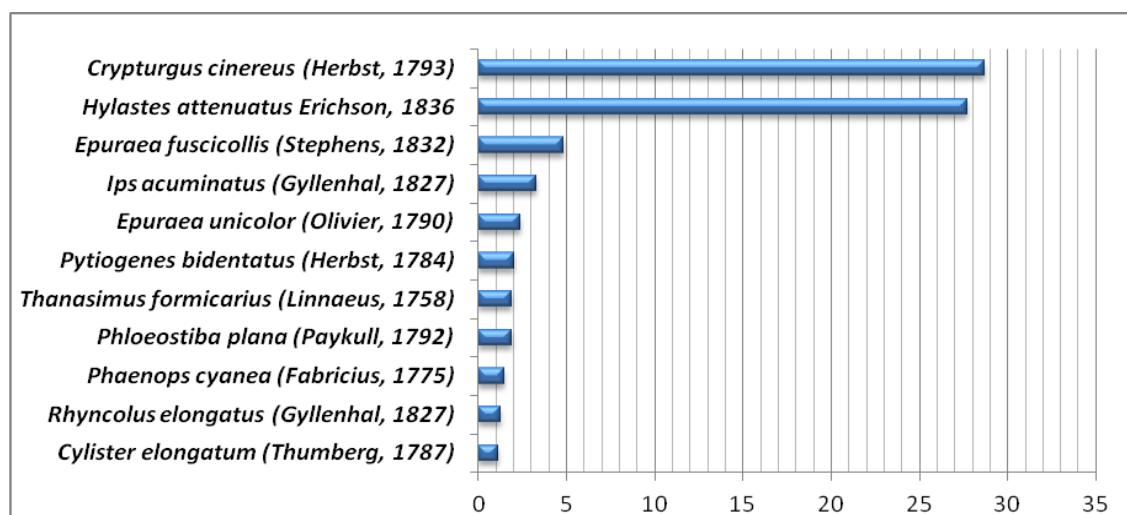


Figura 4.5: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos del Pinar de La Maleza expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 11 especies, con un total de 1430 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 76,63 % del total.

La estructura de la dominancia en las comunidades de coleópteros saproxílicos es muy diferente en las cuatro localidades estudiadas, tanto por el número de especies que entran en ella como en su composición específica. La estructura más compleja es la correspondiente a la Dehesa de Madarcos, con un total de 22 especies. Le siguen la del Hayedo de Montejo con 14; la del Pinar de La Maleza con 11; y la de la Dehesa de Somosierra con tan solo cinco. La causa de que esta última localidad presente una distribución más sencilla es que se ha capturado en ella un elevadísimo número de ejemplares del nitidúlido *Epuraella fuscicollis*, que supone más del 48% del total de ejemplares recogidos allí, lo que condiciona que pocas especies lleguen al 1% del total de ejemplares capturados.

La especie que domina en el Hayedo de Montejo es el escolítido *Xyleborinus saxeseni*, que por sí sola representa más del 28% de los ejemplares capturados en ese monte. En la Dehesa de Madarcos la especie dominante es el estafilínido *Hesperus rufipennis*, que aporta el 11% de ejemplares allí recogidos. Finalmente, en el Pinar de La Maleza la especie dominante es otro curculiónido, *Crypturgus cinereus*, que aporta más del 28% de los coleópteros interceptados en aquella localidad.

Epuraella fuscicollis es la única especie que participa en la estructura dominante de las cuatro comunidades de coleópteros saproxílicos estudiadas. Ninguna especie entra en la estructura dominante de tres comunidades y solamente cuatro entran al menos en dos (*Cryptarcha strigata*, *Anisandrus dispar*, *Xyleborinus saxeseni* y *X. monographus*).

4.3.5 Corología

En lo que se refiere a la distribución geográfica de las especies analizadas se han considerado 13 coriotipos, representando cada uno en cada localidad el porcentaje que se refleja en la Tabla 4.5.

	Dehesa de Somosierra		Hayedo de Montejo		Dehesa de Madarcos		Pinar de La Maleza	
	Especies	%	Especies	%	Especies	%	Especies	%
Cosmopolita	4	3,66	7	3,19	8	6,89	7	6,08
Holártica	6	5,5	15	6,84	8	6,89	8	6,95
Paleártica	18	16,51	29	13,24	18	15,51	20	17,39
Paleártica Occidental	15	13,76	25	11,41	8	6,89	8	6,95
Euroasiática	6	5,5	11	5,02	8	6,89	5	4,34
Eurosiberiana	9	8,25	31	14,15	12	10,34	9	7,82
Europea	20	18,34	53	24,2	32	27,58	28	24,34
Europea meridional	6	5,5	5	2,28	1	0,86	3	2,6
Europea occidental	5	4,58	15	6,84	6	5,17	7	6,08
Mediterránea	7	6,42	9	4,1	9	7,75	9	7,82
Mediterránea occidental	4	3,66	6	2,73	2	1,72	7	6,08
Ibero magrebí	4	3,66	5	2,28	3	2,58	1	0,86
Ibérica	5	4,58	8	3,65	1	0,86	3	2,6

Tabla 4.5: Número de especies y porcentaje para cada grupo corológico en las faunas de las cuatro localidades muestreadas.

El número de especies capturadas de cada tipo corológico en el conjunto de los cuatro bosques y el porcentaje que suponen respecto del total quedan reflejados en la Tabla 4.6.

	Nº Especies	% Especies	Nº Ejemplares	% Ejemplares
Cosmopolita	18	5,05	1817	18,36
Holártica	23	6,46	300	3,03
Paleártica	49	13,76	3779	38,18
Paleártica Occidental	36	10,11	1454	14,69
Euroasiática	21	5,89	436	4,40
Eurosiberiana	44	12,35	535	5,40
Europea	84	23,59	891	9,00
Europea meridional	9	2,52	79	0,79
Europea occidental	20	5,61	94	0,94
Mediterránea	22	6,17	215	2,17
Mediterránea occidental	12	3,37	173	1,74
Ibero magrebí	6	1,68	52	0,52
Ibérica	12	3,37	71	0,71

Tabla 4.6: Clasificación de las especies de coleópteros saproxílicos capturadas en los muestreos en 13 coriotipos, de acuerdo con su distribución geográfica conocida.

Predominan de forma clara las especies de distribución europea, siguiéndole a bastante distancia las de distribución paleártica, eurosiberiana, paleártica occidental y holártica que en conjunto suman más del 66% del total de especies, que suponen más del 70% del total de ejemplares muestreados. El resto de coriotipos presentan porcentajes sensiblemente inferiores.

Por lo que se refiere al número de individuos destacan con mucha diferencia los pertenecientes a especies de distribución paleártica, siendo seguidos a distancia por los pertenecientes a especies cosmopolitas, de distribución paleártica occidental y de distribución europea, sumando estos grupos más del 78% del total de ejemplares muestreados.

4.3.6 Hábitos tróficos

Las especies capturadas en los muestreos se han clasificado, de acuerdo con sus hábitos tróficos en seis categorías: xilófagas, depredadoras, necrófagas, micófagas, saprófagas y de régimen mixto cuando no se pueden asignar a una sola de las categorías anteriores. Los resultados obtenidos se exponen en la Tabla 4.7.

	Nº Especies	% Especies	Nº Ejemplares	% Ejemplares
Xilófagas	114	31,93	2188	22,10
Depredadoras	102	28,57	1204	12,16
Necrófagas	12	3,36	134	1,35
Micófagas	56	15,68	846	8,54
Saprófagas	28	7,84	1821	18,39
Régimen Mixto	45	12,60	3707	37,44

Tabla 4.7: Clasificación de las especies de coleópteros saproxílicos capturadas en los muestreos en seis grupos, de acuerdo con sus hábitos tróficos.

En la Tabla 4.8 se presentan los datos de capturas según sus hábitos tróficos pero referidos a cada una de las localidades incluidas en los muestreos.

	Dehesa de Somosierra		Hayedo de Montejo		Dehesa de Madarcos		Pinar de La Maleza	
	Especies	%	Especies	%	Especies	%	Especies	%
Xilófagas	34	31,19	62	28,18	33	28,44	40	34,78
Depredadoras	40	36,69	64	29,09	30	25,86	29	25,21
Necrófagas	1	0,91	5	2,27	6	5,17	6	5,21
Micófagas	15	13,76	37	16,81	17	14,65	17	14,78
Saprófagas	5	4,58	21	9,54	8	6,89	7	6,08
Régimen Mixto	14	12,84	31	14,09	22	18,96	16	13,91

Tabla 4-8: Número de especies y porcentaje según preferencias tróficas en las faunas de coleópteros saproxílicos las cuatro localidades muestreadas.

4.3.7 Similitud de las faunas de coleópteros saproxílicos entre tipos de bosque

Se han calculado cuatro índices de similitud diferentes entre las faunas colectadas en cada uno de los cuatro montes reflejándose en la Tabla 4.9 los resultados obtenidos de la comparación por pares.

	Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
Dehesa de Somosierra	1	-	-	-
Hayedo de Montejo	Jaccard Classic: 0,327 Sorensen Classic: 0,492 Chao-Jaccard-Est Abundance bas ed: 0,714 Chao-Sorensen-Est Abundance bas ed: 0,833	1	-	-
Dehesa de Madarcos	Jaccard Classic: 0,166 Sorensen Classic: 0,284 Chao-Jaccard-Est Abundance-bas ed: 0,482 Chao-Sorensen-Est Abundance-bas ed: 0,650	Jaccard Classic: 0,204 Sorensen Classic: 0,339 Chao-Jaccard-Est Abundance-bas ed: 0,470 Chao-Sorensen-Est Abundance-bas ed: 0,640	1	-
Pinar de La Maleza	Jaccard Classic: 0,179 Sorensen Classic: 0,304 Chao-Jaccard-Est Abundance-bas ed: 0,163 Chao-Sorensen-Est Abundance-bas ed: 0,281	Jaccard Classic: 0,159 Sorensen Classic: 0,275 Chao-Jaccard-Est Abundance-bas ed: 0,134 Chao-Sorensen-Est Abundance-bas ed: 0,236	Jaccard Classic: 0,179 Sorensen Classic: 0,303 Chao-Jaccard-Est Abundance-bas ed: 0,133 Chao-Sorensen-Est Abundance-bas ed: 0,234	1

Tabla 4.9: Índices de similitud calculados para las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades estudiadas.

La similitud más alta se encontró, para todos los índices calculados, entre la Dehesa de Somosierra y el Hayedo de Montejo.

En el extremo opuesto, el Pinar de La Maleza entra en todos los pares que presentan los índices de similaridad más bajos, con el Hayedo de Montejo para los índices Jaccard Classic y Sorensen Classics; y con la Dehesa de Madarcos para los índices Chao-Jaccard-Est Abundance based y Chao-Sorensen-Est Abundance based.

De acuerdo con los datos de similitud de Jaccard presentados en la tabla anterior se ha elaborado el dendrograma de agrupación de los cuatro montes que se presenta en la Figura 4.6.

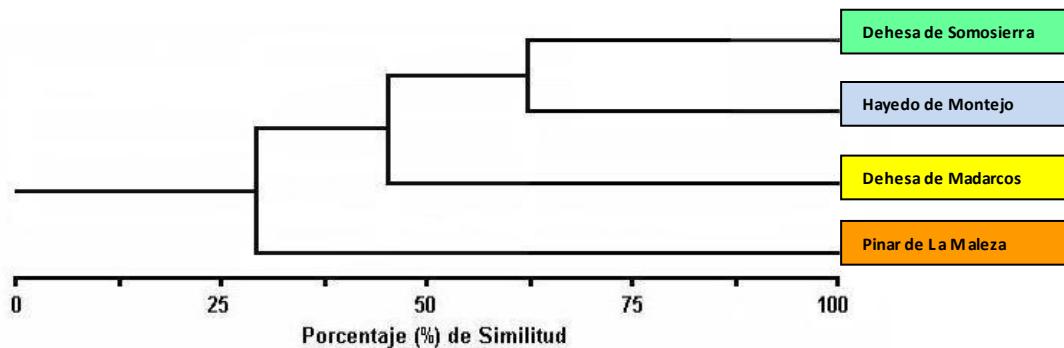


Figura 4.6: Dendrograma de agrupación elaborado para las cuatro estaciones muestreadas de acuerdo con los índices de similitud de Jaccard.

El dendrograma muestra una mayor cercanía entre las faunas del Hayedo de Montejo y Dehesa de Somosierra. La fauna de la Dehesa de Madarcos se encuentra en una posición intermedia, manteniendo en común con las anteriores un buen número de especies asociadas a quercíneas, y aportando otras nuevas asociadas al fresno o bien asociadas a quercíneas pero de carácter más acusadamente mediterráneo. Finalmente, como era esperable, la del Pinar de la Maleza es la que se encuentra más alejada de todas las anteriores por la presencia de especies asociadas a coníferas.

4.3.8 Complementariedad entre tipos de bosque

Se ha calculado el índice de complementariedad entre las faunas de las cuatro localidades muestreadas, exponiéndose los resultados en la Tabla 4.10.

	Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
Dehesa de Somosierra	0	-	-	-
Hayedo de Montejo	0,69583	0	-	-
Dehesa de Madarcos	0,83419	0,79569	0	-
Pinar de La Maleza	0,82105	0,83505	0,82142	0

Tabla 4.10: Complementariedad entre las faunas de coleópteros saproxílicos de los cuatro montes muestreados.

En consonancia con los datos de similitud, la complementariedad más baja se da entre las faunas del Hayedo de Montejo y la Dehesa de Somosierra con un valor de 0,69583, mientras que la complementariedad más alta se produce entre las del Hayedo de Montejo y el Pinar de La Maleza que alcanza un valor de 0,83505.

4.4 DISCUSIÓN

4.4.1 Riqueza en especies

El Hayedo de Montejo es el monte que ha registrado los mejores resultados en los muestreos, tanto en número de ejemplares observados como de especies y familias. Por número de ejemplares y de familias le sigue la Dehesa de Somosierra que, sin embargo es superada en número de especies por los otros dos montes, a pesar de que en ellos el esfuerzo de muestreo fue la mitad. La causa, sin duda, es la interferencia del ganado vacuno en los muestreos realizados en este monte. De no haberse producido, las cifras se acercarían más a las del Hayedo de Montejo. Es destacable que en la Dehesa de Madarcos, con menos de la mitad de ejemplares capturados que en la Dehesa de Somosierra, casi iguala a este monte en número de familias y lo supera en número de especies.

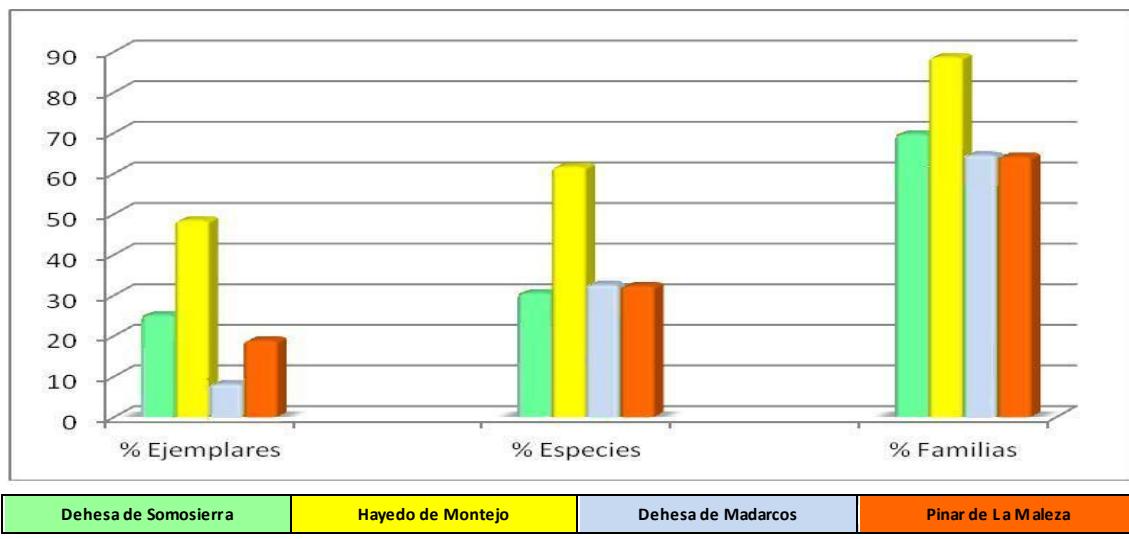


Figura 4.7: Diagrama de barras que permite comparar las cuatro estaciones estudiadas por número de ejemplares, número de especies y número de familias.

A las 357 especies recogidas en los muestreos sistemáticos hay que sumar la presencia de otras 59 especies saproxílicas detectadas en la zona (Anexo 2), lo que hace que sean un total de 416 las especies de coleópteros saproxílicos de presencia constatada en el área de estudio. Esta cifra, aún siendo muy inferior a las presentadas por otros autores centroeuropeos, iguala a las 416 especies presentes en el Parque Natural Sierra de Cebollera (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009), y es sensiblemente superior a las 130 especies reportadas para Andalucía por Molino-Olmedo (2000); las 107 localizadas por Ricarte *et al.*, (2009) en el Parque Nacional de Cabañeros; las 110 especies que Compte Sart & Caminero Bago (1982) localizan en los encinares de los alrededores de Madrid; las 109 del Hayedo de Oieleku (Guipuzcoa) (Pagola Carte, 2008); las 97

citadas en los Parques Naturales de Aralar y Aizcorri por Martínez de Murguía *et al.*, (2007); o las 72 documentadas por Pérez-Moreno (2013) en la Reserva Natural de los Sotos de Alfaro (La Rioja).

4.4.2 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Somosierra

La fauna de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Somosierra se caracteriza, a primera vista, por la presencia de un buen número de especies de óptimo centroeuropeo, propias de bosques maduros de quercíneas, algunas de ellas muy raras o no previamente citadas del centro de la Península Ibérica.

Entre los Hidrophiloidea destaca la presencia de *Dendrophillus punctatus* (Herbst, 1792) (Histeridae), especie propia de árboles huecos casi nunca abundante (Yélamos, 2002). Entre los Staphylinoidea destaca la presencia de *Placusa adscita* Erichson, 1839 y *Phloeostiba lapponica* (Zetterstedt, 1838), ambas especies marcadamente silvícolas, subcorticícolas, que se desarrollan a expensas de otros insectos saproxílicos, fundamentalmente escolítidos (Vogel, 1989; Herard & Mercadier, 1996; Dajoz, 2001; Kenis *et al.*, 2007). Entre los Scarabaeoidea es remarcable la presencia de *Sinodendron cylindricum* (Linnaeus 1758), una especie escasa en el Sistema Central que normalmente se desarrolla sobre madera muerta de haya, especie arbórea que en esta localidad es sustituida por abedul y en menor medida por roble (De la Rosa, 2006).

De la superfamilia Elaterioidea es destacable la presencia de dos especies de elatéridos, *Ampedus aurilegulus* (Linnaeus, 1758) y *Ampedus nigroflavus* (Goeze, 1777), ambas con larvas depredadoras ligadas a madera muerta en bosques maduros, la primera endémica de la península Ibérica y la segunda de amplia distribución eurosiberiana, pero desconocida hasta ahora en el centro de la Península Ibérica (Sánchez Ruiz, 1996). De los Bostrichoidea es destacable la presencia de tres especies ligadas a bosques maduros de frondosas, *Ptinomorphus imperialis* (Linnaeus 1767) y *Grinobius planus* (Fabricius 1787) poco frecuentes en el Sistema Central (De la Rosa *et al.*, 2005); y *Dorcatoma robusta* Strand, 1938 desconocida en la Península Ibérica hasta fecha bien reciente (Pérez Moreno *et al.*, 2008) y de la que ésta es hasta el presente el registro más meridional. Otra rareza faunística de la dehesa de Somosierra es el clérido *Tillus elongatus* (Linnaeus 1758) (Cleroidea), casi siempre ligado a los bosques de haya, especie arbórea ausente en esta localidad, y que no ha sido citado del centro peninsular hasta fecha bien reciente (Lencina Gutiérrez *et al.*, 2010).

Entre los Cucuoidea es reseñable la presencia de *Notolaemus unifasciatus* (Latreille 1804), especie subcorticícola, depredadora, asociada a grandes troncos o ramas, amplia distribuida en Europa y presente también en el norte de África, y que ha resultado ser nueva para la Península Ibérica (De la Rosa, 2012b). De entre los Tenebrionoidea

presentes en la Dehesa de Somosierra cabe destacar a *Pyrochroa coccinea* (Linnaeus, 1761) (Pyrochroidae), especie siempre escasa en la Península Ibérica cuya presencia en la zona centro era desconocida hasta hace pocos años (De la Rosa, 2005).

Finalmente, la superfamilia Crhysomeloidea está representada en los muestreos en esta localidad por 12 especies de cerambícidos, dato sin duda muy inferior a la cifra real de especies de esta familia presentes en la localidad, siendo las más destacables *Cortodera humeralis* (Schaller 1783), *Grammoptera abdominalis* (Stephens 1831), *Dinoptera collaris* (Linnaeus 1758) y *Anoplodera sexguttata* (Fabricius 1775), todas ellas escasamente citadas del centro peninsular.

4.4.3 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos del Hayedo de Montejo

La fauna de coleópteros saproxílicos del Hayedo de Montejo presenta a grandes rasgos unas características similares a la de la Dehesa de Somosierra, con presencia de numerosas especies ligadas a bosques maduros de frondosas, gran parte de ellas de óptimo centroeuropeo. Sin embargo, presenta una riqueza de especies considerablemente mayor, quizás como consecuencia de la presencia de gran cantidad de madera que ha podido permitir una mayor diversidad de hábitats saproxílicos y la continuidad temporal de los mismos, posibilitando la presencia de la biocenosis más completa de las cuatro estudiadas, comparable, sin duda, a la de la mayoría de los hayedos del norte peninsular (Pagola Carte, 2007; 2008; Martínez de Murguía *et al.*, 2004; 2007). Aparecen varias especies nuevas para la Península Ibérica y muchas otras poco frecuentes en el ámbito ibérico, a menudo de presencia restringida a los bosques maduros de frondosas del tercio norte.

Los Hydrophiloidea están representados por siete especies de histéridos, siendo los más destacables *Dendrophillus punctatus*, ya mencionado de la Dehesa de Somosierra; *Abraeus perpusillus* (Marsham 1802) y *Abraeus granulum* Erichson 1839, ésta última solamente conocida en el ámbito ibérico en el Pirineo central (Yélamos, 2002). Los Staphylinoidea están representados en este monte por al menos 42 especies saproxílicas, siendo las más destacables el Scydmaenidae *Scydmaenus hellwigii* (Herbst 1792) del que previamente sólo se conocía un registro ibérico en Pirineos; y tres Staphylinidae: *Quedius (Microsaurus) infuscatus* (Erichson, 1839), *Sepedophilus bipunctatus* (Gravenhorst, 1802) y la ya mencionada *Placusa adscita*, cuyos registros en este monte han resultado ser los primeros para la Península ibérica (Gamarra *et al.*, 2011; Gamarra *et al.*, 2012b; Gamarra *et al.*, 2013b).

Los Scirtoidea están representados por *Prionocyphon serricornis* (P. W. J. Müller 1821) (Scirtidae), especie ligada a las acumulaciones de agua que se forman en las cavidades de los troncos, poco frecuente en el ámbito ibérico. Entre los Elateroidea cabe destacar

la presencia de *Ampedus aurilegulus*, *Ampedus nigerrimus* (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835), *Ischnodes sanguinicollis* (Panzer, 1793), *Brachygonus ruficeps* (Mulsant & Guillebeau 1855), *Brachygonus megerlei* (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835) (Elateridae), todas ellas especies de marcado carácter forestal y poco frecuentes en el ámbito ibérico (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012). Igualmente es destacable la presencia en el Hayedo de Montejo de dos Lycidae, *Lygistopterus sanguineus* (Linnaeus 1758) y *Dictyopterus alternatus* (Fairmaire 1856).

Los Bostrichoidea están representados por una variada comunidad de Dermestidae, entre los que destaca *Trinodes hirtus* (Fabricius 1781), poco frecuente en el ámbito ibérico. Igualmente es destacable la presencia de *Lichenophanes varius* (Illiger 1801) (Bostrichidae), especie recientemente citada aún más al sur, en el parque Nacional de Cabañeros (Ricarte *et al.*, 2009). Finalmente, dentro de este grupo, es necesario mencionar una rica comunidad de carcomas (Anobiidae), con especies poco frecuentes y en muchos casos limitadas en el ámbito ibérico al tercio septentrional. Entre ellas cabe destacar *Dorcatoma chrysomelina* Sturm 1837, *Hemicoelus costatus* (Aragona 1830), *Xyletinus ater* (Creutzer in Panzer 1796), *Xestobium rufovillosum* (De Geer 1774), *Xestobium plumbeum* (Illiger 1801), *Hedobia pubescens* (Olivier 1790), *Ochina latrellii* (Bonelli 1812), *Ptilinus pectinicornis* (Linnaeus 1758), *Oligomerus brunneus* (Olivier 1790) y las anteriormente mencionadas en la Dehesa de Somosierra *Ptinomorphus imperialis* (Linnaeus 1767) y *Grinobius planus*.

De las cuatro localidades muestreadas sólo ésta cuenta con representación de la superfamilia Limexyloidea, representada por *Hylecoetus dermestoides* (Linnaeus 1861) (Limexylidae), especie con escasas citas en el ámbito ibérico y no localizada antes en el Sistema Central. De entre los representantes de la superfamilia Cleroidea conviene destacar la presencia del trogosítido *Tenebroides fuscus* (Goeze 1777), y de los cléridos *Tillus elongatus*, *Korynetes ruficornis* Sturm 1837 y *Opilo lencinai* Bahillo de la Puebla & López-Colón, 2011, ésta última endemismo ibérico recientemente descrito (Bahillo de la Puebla & López-Colón, 2011). La superfamilia Cucuoidea también cuenta con elementos destacados, como *Cryptarcha undata* (Olivier 1790), nitidúlido citado recientemente por primera vez de la Península Ibérica en Villoslada de Cameros (La Rioja) (Otero *et al.*, 2003) y cuya presencia en el ámbito ibérico queda confirmada con las capturas realizadas en el Hayedo de Montejo. Es igualmente destacable la presencia de otro nitidúlido, *Epuraea boreella* (Zetterstedt 1840), hasta el presente sólo conocida en el ámbito ibérico del área pirenaica (Audisio, 1993). Lo mismo puede decirse del cucujido *Pediacus depressus* (Herbst 1797), sólo conocido del tercio norte peninsular. Finalmente, dentro de este grupo, hay que nombrar al Laemophloeidae *Notolaemus unifasciatus*, ya mencionado al hablar de la fauna de la Dehesa de Somosierra y también presente aquí.

Entre los Tenebrionoidea destaca la presencia de cuatro Mycetophagidae escasamente citados en el ámbito ibérico y que alcanzan en el hayedo de Montejo el límite meridional de sus respectivas áreas de distribución: *Mycetophagus quadripustulatus* (Linnaeus 1761), *M. piceus* (Fabricius 1777), *M. fulvicollis* Fabricius 1793 y *M. populi* Fabricius 1798. También es conveniente destacar la presencia de dos especies de Melandryidae poco frecuentes: *Abdera quadrifasciata* (Curtis 1829) y *Osphya bipunctata* (Fabricius 1775), ambas nuevas para el centro de la Península Ibérica y del que estos registros suponen una ampliación considerable de su área de distribución conocida (De la Rosa, 2013). Algo parecido puede decirse del mordelido *Tomoxia bucephala* (Costa 1854), hasta ahora desconocido en el Sistema Central.

Los Zopheridae están igualmente bien representados, siendo *Synchita separanda* (Reitter 1882) y *Pycnomerus terebrans* (Olivier 1790) las especies más destacables y que de nuevo marcan en el Hayedo de Montejo el límite sur de su área de reparto. Los tenebrionidae están representados por ocho especies, siendo la más destacable *Eledonoprius armatus* (Panzer 1799), especie muy escasamente citada en el ámbito ibérico (Castro Tovar *et al.*, 2008), y finalmente los Pyrochroidae están representados en el Hayedo de Montejo por dos especies, *Pyrochroa coccinea*, ya mencionada al hablar de Somosierra y *Pyrochroa serraticornis* (Scopoli 1763), ambas especies poco frecuentes y que tienen aquí sus poblaciones más meridionales (De la Rosa, 2005).

Los Chrysomeloidea están representados por 21 especies de cerambícidos, siendo las más destacables por su escasez en el centro peninsular *Cortodera humeralis*, *Dinoptera collaris*, *Anoplodera sexguttata*, *Stictoleptura scutellata* (Fabricius 1781), *Leptura aurulenta* Fabricius 1792, *Clytus tropicus* (Panzer 1795), *Mesosa nebulosa* (Fabricius 1781), *Poecilium rufipes* (Fabricius 1776), *Trichoferus pallidus* (Olivier 1790) y *Glaphyra umbellatarum* (Schreber 1759), esta última sólo conocida previamente en la Península Ibérica de contados bosques caducifolios húmedos de los valles pirenaicos y del Moncayo (González Peña *et al.*, 2007). Entre los curculionoidea destaca el único Anthribidae localizado en los muestreros: *Allandrus undulatus* (Panzer 1795), registro que sirve para confirmar la presencia de la especie en la Península Ibérica.

Todos los intentos por detectar algún indicio que pudiera confirmar la presencia en el Hayedo de Montejo de *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), tanto en los muestreros sistemáticos realizados en esta localidad como en los muestreros aleatorios llevados a cabo durante la realización de los trabajos de campo han sido infructuosos, por lo que no ha sido posible confirmar la presencia de esta especie, emblemática para la conservación de la fauna saproxílica (Nicollet & Lempérière, 2002; Cizek *et al.*, 2009), de la que existe sólo una antigua cita en este monte basada en la presencia de restos (Plaza, 1988).

4.4.4 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Madarcos

En la fauna de coleópteros saproxílicos de la dehesa de Madarcos se pueden diferenciar tres subgrupos de especies, a veces no fáciles de delimitar: especies que se desarrollan normalmente sobre fresnos; especies ligadas a árboles huecos que aprovechan las oquedades de árboles podados mediante técnicas tradicionales, tanto fresnos como robles; y finalmente especies que normalmente se desarrollan sobre quercíneas y que por su carácter más mediterráneo faltan en las localidades anteriores y pueden aparecer aquí gracias a la menor altitud y a la orientación sur del monte que atempera significativamente el clima. Cabe destacar que a pesar de tratarse de un medio muy modificado por el hombre seguramente desde hace siglos, ha permitido la detección de cuatro especies no detectadas previamente en la Península Ibérica, tantas como en el Hayedo de Montijo.

Entre los Hidrophiloidea destacan dos Histeridae ligados a oquedades de los árboles: *Gnathoncus nannatensis* (Marseul 1762) y la ya mencionada *Dendrophilus punctatus*. Los Staphylinoidea están representados 16 especies saproxílicas, siendo las más destacadas *Quedius aetolicus* Kraatz 1858 y la ya mencionada *Q. infuscatus*, ambas desconocidas previamente en el ámbito ibérico (Gamarra *et al.*, 2013a; Gamarra *et al.*, 2011). Los Scarabaeoidea están representados por dos especies de Lucanidae: *Dorcus parallelepipedus* (Linnaeus 1758) y *Lucanus cervus* (Linnaeus 1758); y tres más de Cetoniidae: *Protaetia cuprea* (Fabricius 1775), *Cetonia carthami aurataeformis* Curti 1913 y *Protaetia morio* (Fabricius 1781), éstas últimas con un marcado carácter mediterráneo. La superfamilia Scirtoidea cuenta con dos especies reseñables: la ya mencionada *Prionocyphon serricornis* (Scirtidae); y el Eucinetidae *Eucinetus haemorrhoidalis* (Germar, 1818), capturado aquí por primera vez en la Península Ibérica (De la Rosa, 2012a). El representante más destacable de la superfamilia Buprestoidea es *Anthaxia bicolor comptei* Cobos 1966, endemismo ibérico del centro peninsular, muy raro, en estado de reliquia (Cobos, 1986), cuyos estadíos preimaginariales se desarrollan sobre oleáceas.

Entre los Elateroidea más destacados presentes en la Dehesa de Madarcos están *Ampedus aurilegulus*, *Ampedus pomorum* (Herbst 1784), *Ischnodes sanguinicollis*, y *Elater ferrugineus* Linnaeus 1758, ésta última indicadora de bosques maduros (Platía, 1994). La superfamilia Bostrichoidea cuenta aquí con dos especies interesantes de Anobiidae, *Ptinomorphus imperialis* y *Dorcatoma chrysomelina*, ambas mencionadas en las localidades anteriormente tratadas. De entre los Cucuoidea, es destacable la presencia de dos Nitidulidae: *Amphotis Martini* C. Brisout de Barneville 1878, elemento de distribución ibero-magrebí, con presencia en las Islas Canarias ligado a bosques maduros de frondosas (Plaza, 1979); y *Cryptarcha undata* ya comentado al hablar del hayedo de Montijo. De los Tenebrionoidea presentes en la Dehesa de Madarcos merece

la pena mencionar *Parilendus quadriguttatus* P.W.S. Müller 1821, micetofágido con un solo registro anterior en el centro peninsular (Recalde & Pérez-Moreno, 2007); *Hadreule elongatum* (Gyllenhal 1813), citado recientemente por primera vez de la Península Ibérica (Viñolas *et al.*, 2014), confirmando este registro su presencia en este territorio; *Abdera bifasciata* (Marsham 1802), Melandrydae conocido de algunos bosques húmedos de frondosas del norte de España (Recalde Irurzun & Pérez-Moreno, 2011) y también de Portugal (Martins da Silva *et al.*, 2006), con este registro se amplía sensiblemente su corología hacia el centro de la Península Ibérica (De la Rosa, 2013); Y finalmente *Ischnomera xanthoderes* (Mulsant 1858), especie de distribución limitada a la Península Ibérica, Sicilia y áreas mediterráneas de Francia (Vázquez Albalate, 2002).

Los Chrysomeloidea están representados por siete especies de cerambícidos, entre los que cabe destacar a *Cerambyx welensii* (Kuster 1846), no localizado en las demás estaciones, y dos especies ligadas al fresno: *Stenocorus meridianus* (Linnaeus 1758), especie que en el ámbito ibérico presenta una distribución irregular, con localización siempre escasa y aislada (González Peña *et al.*, 2007); y *Alocerus moesiacus* (Frivaldszky 1838), especie termófila, presente en toda la Península Ibérica, pero de captura siempre esporádica (González Peña *et al.*, 2007).

Finalmente, la superfamilia Curculionoidea está representada en esta localidad por 12 especies, destacando la presencia del curculiónido *Camptorhinus statua* (Rossi 1790), especie xilófaga, casi siempre escasa, ligada a la presencia de bosques maduros de *Quercus*; y los escolítidos *Phloeotribus cristatus* (Fauvel 1889), *Hylesinus crenatus* (Fabricius 1787) e *Hylesinus toranio* (Danthonie 1788), todos ligados a la presencia de fresnos (Balachowsky, 1949).

4.4.5 Singularidades de la comunidad de coleópteros saproxílicos del Pinar de La Maleza

La fauna de coleópteros saproxílicos del Pinar de La Maleza está compuesta, fundamentalmente, por especies que se desarrollan sobre coníferas, casi todas consideradas frecuentes. Este dato se encuentra en consonancia con lo apuntado por otros autores que han indicado que la composición faunística de las plantaciones de coníferas suele consistir en especies comunes y de amplia distribución (Pollard & Yates, 1993; Jiménez-Valverde *et al.*, 1993). Con toda probabilidad, la total ausencia en la comarca de pinares naturales maduros que pudiera haber servido de reservorio de especies más exigentes limita la presencia de éstas en este y otros montes repoblados. Un segundo grupo estaría compuesto por especies asociadas a frondosas, que son capaces de desarrollarse sobre los restos dominados que aún hoy perduran del monte de melojo sobre el que se plantó el pinar, o bien, que son capaces de acceder al pinar desde los montes cercanos poblados en la actualidad con melojares más o menos maduros,

como el cercano Monte de la Dehesilla. Esto ha propiciado la presencia dentro del pinar incluso de algunas especies asociadas a quercíneas que, paradójicamente, no han sido detectadas en las otras localidades.

Los Staphylinoidea están representados por 16 especies de estafilínidos, entre los que destaca *Nudobius latus* (Gravenorst, 1806) especie ligada a resinosas de montaña cuya presencia en la Península Ibérica era desconocida (Gamarra *et al.*, 2012a). De entre los Cleroidea la especie más destacada es *Allonyx quadrimaculatus* (Schaller, 1783), especie ligada a coníferas siempre rara en el ámbito ibérico (Español, 1959b).

Entre los Cucujoidea del Pinar de La Maleza cabe destacar la presencia de dos Monotomidae, *Rhizophagus ferrugineus* (Paykull 1800) y *R. unicolor* Lucas 1846, ambas especies no muy abundantes en el ámbito ibérico (Otero, 2011); Y un Bothrideridae, *Oxylaemus variolosus* (Dufour 1843), especie que es considerada relictico de los bosques primigenios europeos (Müller *et al.*, 2005) y cuya presencia en la Península Ibérica es conocida desde hace relativamente poco tiempo (Recalde Irurzun & San Martín Moreno, 2007) ampliando el presente registro grandemente su distribución en nuestro ámbito; y un Cerylonidae, *Cerylon impressum* Erichson, 1845, especie de la que este registro ha resultado ser el primero para la Península Ibérica (García-Díaz *et al.*, 2014).

Los Chrysomeloidea están representados por ocho especies, algunas propias de bosques de coníferas como *Rhagium inquisitor* Linnaeus 1758, *Hylotrupes bajulus* Linnaeus 1758, *Spondylis buprestoides* (Linnaeus 1758), *Asemum striatum* (Linnaeus 1758); y otras ligadas a frondosas como *Grammoptera ustulata* (Schaller 1783), *Cortodera humeralis*, y *Purpuricenus kaehleri* (Linnaeus 1758), ésta última curiosamente no capturada en ninguna de las otras tres localidades estudiadas. Finalmente, los Curculionoidea están representados con 19 especies, entre ellas el escolítido *Gnathotrichus materiarius* (Fitch 1858), originario de Norteamérica y actualmente aclimatado en buena parte de Europa (Balachowsky, 1949; López Romero *et al.*, 2007).

4.4.6 Corología

Analizando los resultados de especies e individuos pertenecientes a cada tipo corológico es destacable que en las nueve categorías que representan los ámbitos más restringidos el porcentaje de especies es siempre superior al porcentaje de individuos, tendencia que se invierte (con la excepción de las especies holárticas) en los ámbitos más amplios (Figura 4.O). Es posible que las especies de mayor área de distribución presenten también una mayor valencia ecológica, lo que les permitiría también ser más abundantes allí donde están presentes.

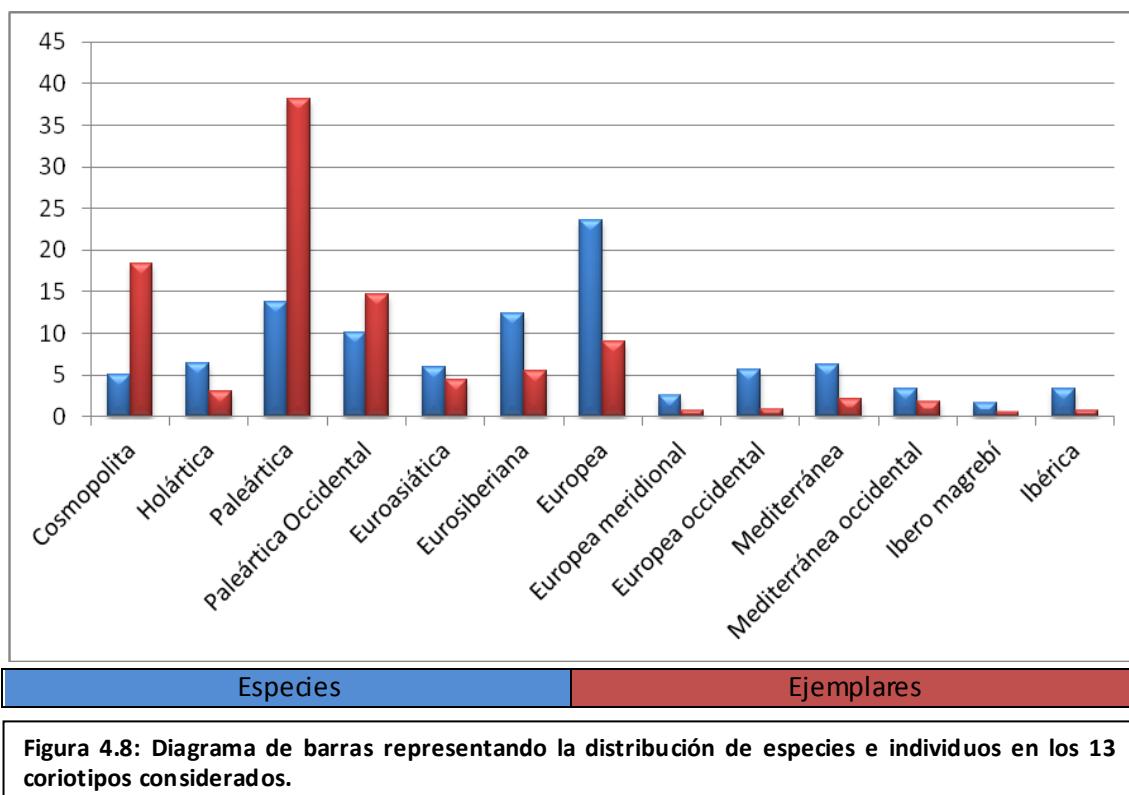


Figura 4.8: Diagrama de barras representando la distribución de especies e individuos en los 13 coriotipos considerados.

Comparando los datos por localidades, no se aprecian diferencias acusadas por la corología de sus componentes (Figura 4.9).

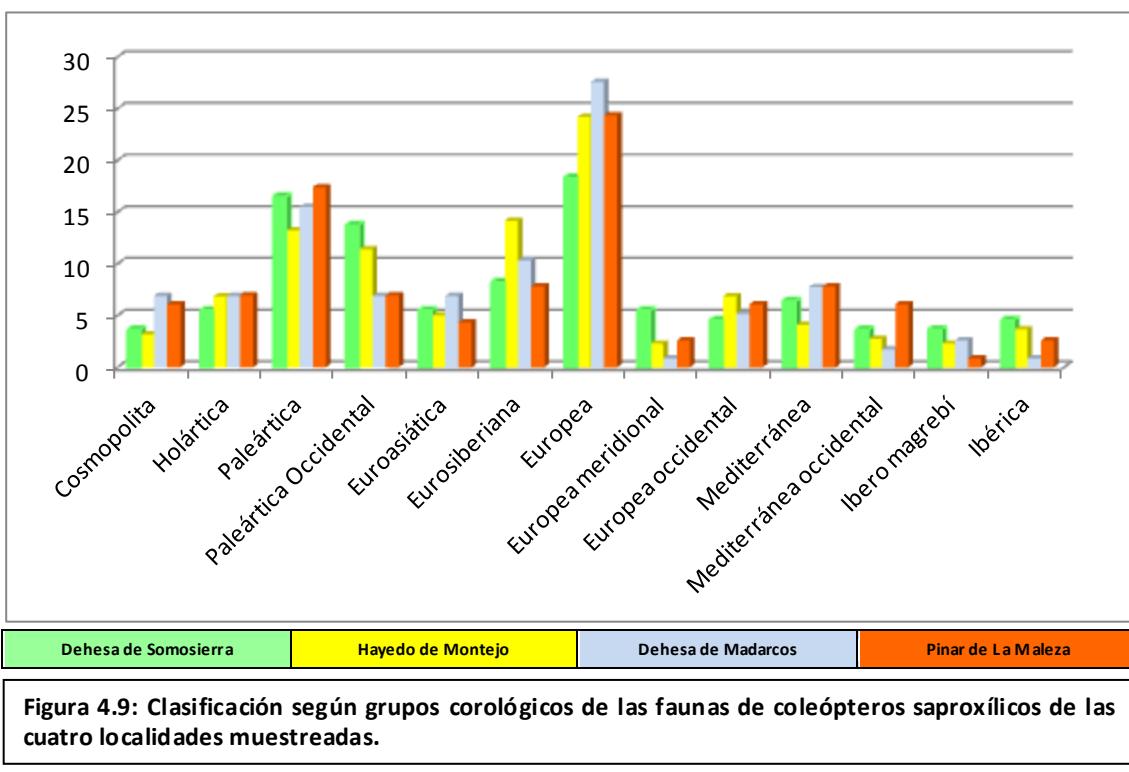


Figura 4.9: Clasificación según grupos corológicos de las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades muestreadas.

Los resultados están en sintonía con la idea apuntada por Brustel & Dodelin (2005) que indican que en las comunidades saproxílicas predominan las especies que presentan áreas de distribución amplias, siendo escasos los endemismos aunque, no obstante, los endemismos ibéricos suponen en el conjunto de los cuatro montes el 3,37% de las especies muestreadas, con el 0,71% del total de ejemplares capturados. Siguiendo la tendencia antes apuntada, las especies endémicas han aportado pocos individuos a los muestreos, siendo la proporción de ejemplares en esta categoría alrededor de 1/5 de la proporción de especies.

4.4.7 Hábitos tróficos

Por lo que se refiere a los hábitos tróficos de las especies estudiadas (Figura 4.10), predominan las especies eminentemente xilófagas con un 31,93%. Le siguen en proporción las especies depredadoras con el 28,57% y las micófagas con el 15,68%. Las que tienen un régimen alimentario mixto suponen el 12,60%. Las especies saprófagas suponen el 7,84% y las necrófagas el 3,36%. Estos porcentajes son bastante similares a los obtenidos para el Parque Natural de Sierra Cebollera (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009) y los bosques de ribera de La Rioja (Pérez Moreno, 2013).

Es destacable que en el caso de las especies de hábitos mixtos, muchas de ellas oportunistas, aun suponiendo menos del 13% del total, aportan a los muestreos más del 37% de los ejemplares capturados (Figura 10). En sentido opuesto, las especies depredadoras, que suponen más del 28% del conjunto, aportan menos del 13% de los ejemplares, en concordancia con la forma de las pirámides tróficas.

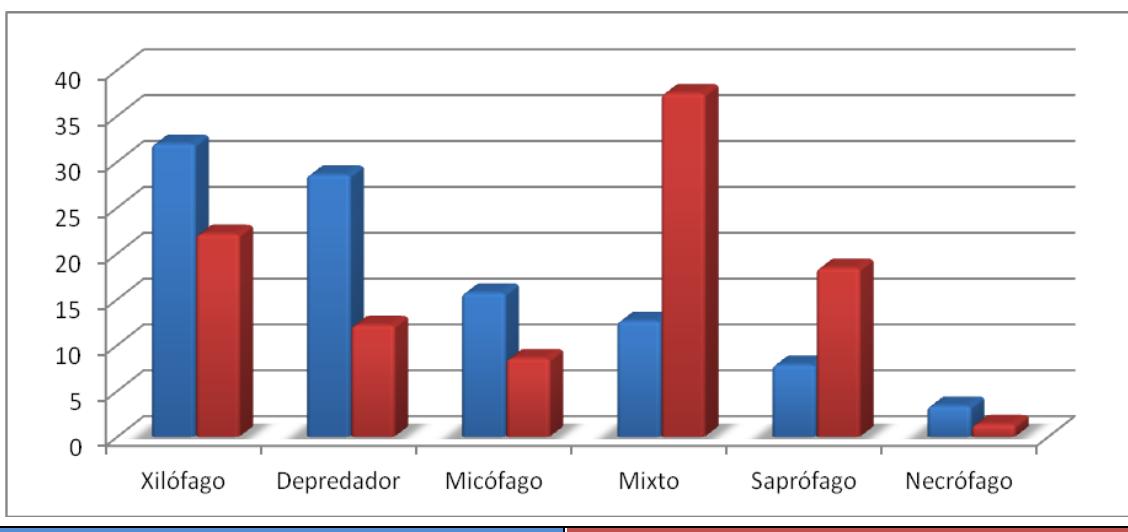
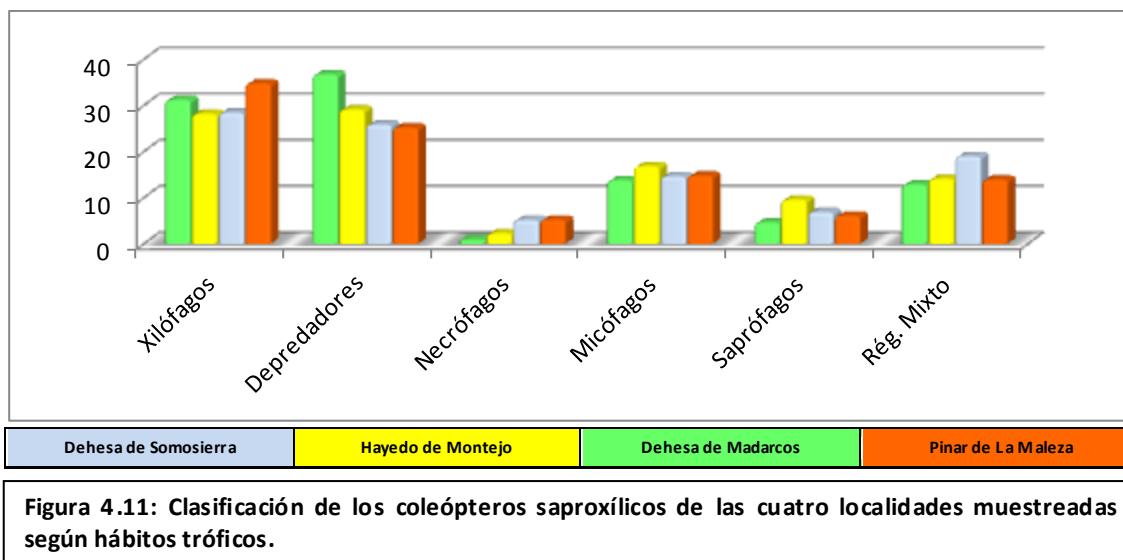


Figura 4.10: Diagrama de barras representando la distribución de especies e individuos según sus preferencias tróficas.

Comparando los datos por localidades, no se aprecian diferencias acusadas entre las distintas faunas según los hábitos tróficos de sus componentes, de forma análoga a como ocurría al establecer comparaciones atendiendo los datos corológicos (Figura 4.11).



CAPÍTULO 5

ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES EN CADA MONTE Y COMPARACIONES

5.1 INTRODUCCIÓN

Possiblemente el número de especies es el parámetro más frecuentemente usado a la hora de describir una taxocenosis, dado que es una expresión mediante la cual se obtiene una idea rápida y sencilla de su diversidad (Magurran, 1988; Gastón, 1966a), siendo más fáciles de interpretar que los índices de diversidad tradicionales, que consecuentemente van cayendo en desuso (Gotelli & Colwell, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

El número de especies ha pasado a ser un parámetro comúnmente empleado para comparar localidades diferentes (Gotelli & Colwell, 2001); para estimar el grado de exhaustividad de los inventarios elaborados (Soberon & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Moreno & Halffter, 2000); o para comprobar la eficiencia de los diferentes métodos de muestreo empleados (Quinto *et al.*, 2013).

Como norma general no debe esperarse que un muestreo logre colectar todas las especies presentes en un área dada (Smithers, 1981; Leitner & Turner, 2001). Debemos asumir que todo muestreo es incompleto y, en consecuencia, es necesario utilizar técnicas estadísticas para la estimación del número total de especies presentes en un área concreta (Moreno, 2001). Esta estimación puede realizarse por métodos no paramétricos, mediante funciones o curvas de acumulación de especies o por extrapolación (Colwell & Coddington, 1994; Moreno, 2001; Colwell *et al.*, 2012), métodos que se han aplicado a los cuatro montes muestreados.

La Dehesa de Somosierra es esencialmente un bosque mixto, aunque con predominio marcado de roble melojo en las solanas, estando la umbría poblada mayormente por roble albar, que se mezcla con abedules en las partes más bajas (De Andrés Almeida, 2001). En todas sus partes presenta una buena proporción de árboles añosos, si bien no hay pies que presenten señales de haber sido podados según procedimientos tradicionales. Muestreos previos a este estudio han revelado la presencia de un buen número de especies de coleópteros saproxílicos poco frecuentes en el Sistema Central (González Peña *et al.*, 2007; De la Rosa & López Vergara, 2009), algunas de ellas normalmente ligadas al haya, ausente en este monte, y que usan el abedul aquí como hospedante alternativo (De la Rosa, 2006).

El Hayedo de Montejo es considerado un bosque mixto, aunque se distinguen fácilmente rodales poblados mayoritariamente por melojos en las solanas, y otros dominados por robles albares o hayas en las umbrías (Ron Álvarez *et al.*, 1982; Hernández *et al.*, 1983). Presenta gran cantidad de árboles añosos, lo que unido a las podas tradicionales realizadas en parte de ellos, hace que, a pesar de su marginalidad estacional (Gil *et al.*, 2011) y geográfica (Meusel *et al.*, 1965) pueda ser un lugar propicio para albergar una rica fauna saproxílica (Speight, 1989). A pesar de esta condición su entomofauna apenas si ha sido estudiada hasta el presente.

La Dehesa de Madarcos es el monte situado a más baja altitud de los estudiados. Su parte más baja se encuentra poblada por fresnos y melojos, con una gran proporción de árboles añosos. Tanto unos como otros fueron en tiempos podados según métodos tradicionales (trasmochados los fresnos y podados a horca y pendón los melojos) por lo que en la actualidad presentan una gran diversidad de nichos adecuados para la fauna saproxílica. Las dehesas ocupan una gran extensión superficial en el ámbito mediterráneo ibérico, a pesar de lo cual su fauna saproxílica apenas si han sido objeto de estudio desde el punto de vista entomológico (Ramírez-Hernández, 2010; Sánchez Martínez *et al.*, 2012).

El Pinar de La Maleza puede ser representativo de los muchos pinares de repoblación plantados desde mediados del pasado siglo en casi todas las áreas de montaña ibéricas, a menudo con el objetivo de proteger diferentes infraestructuras, fundamentalmente hidráulicas (Abelló, 1985). Estos pinares presentan una entomofauna caracterizada por la presencia de especies de amplia distribución, la mayoría comunes (Campos Palacín, 1993; Jiménez Valverde *et al.*, 2004), por lo que, generalmente, sólo han sido objeto de estudio desde el punto de vista fitosanitario (Gil & Pajares, 1986; López Romero, *et al.*, 2007) siendo escasas las aproximaciones que se han hecho en el ámbito ibérico a su fauna saproxílica (Iglesias *et al.*, 1989; Molino-Olmedo & Viejo Montesinos (1999); Molino Olmedo (2000)).

El objetivo de este capítulo es estimar la riqueza de especies de coleópteros saproxílicos de estos cuatro montes que, a pesar de su singularidad, pueden ser representativos de los diferentes tipos de bosque presentes en áreas de montaña del interior de la Península Ibérica.

5.2 MATERIAL Y MÉTODOS

5.2.1 Estimaciones de la riqueza de fauna

Se ha estimado la riqueza en especies por los procedimientos mencionados más abajo para las cuatro localidades muestreadas. En el caso particular del Hayedo de Montejo se ha estimado además la riqueza para cada uno de los tres biomas diferenciados en este monte. De esta forma se han podido obtener unos resultados parciales que permiten hacer comparaciones entre los distintos biomas.

Finalmente se han agregado los datos obtenidos en cada una de las cuatro localidades muestreadas para obtener una estimación de la riqueza de especies de coleópteros saproxílicos atribuible a toda el área.

Los valores de los distintos estimadores de riqueza de fauna, paramétricos y no paramétricos, se han obtenido mediante el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). El estimador Chao 1 se ha obtenido utilizando el programa en la modalidad '*Individual based*'. Para el resto se ha empleado la modalidad '*Sample-based*'.

5.2.1.1 Estimadores no paramétricos

Son un conjunto de estimadores, no-paramétricos en sentido estadístico, ya que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no lo ajustan a un modelo determinado (Smith & Van Belle, 1984; Colwell & Coddington, 1994; Palmer, 1990). Requieren solamente datos de presencia-ausencia (Moreno, 2001).

ACE (Abundance Coverage Estimator): Chao y colaboradores (Chao & Lee, 1992; Chao *et al.*, 2000) dividen las especies presentes en una muestra en abundantes (r_{abun} : cuando tienen más de k individuos en la muestra) y raras (r_{rara} : aquellas con k o menos individuos). La estimación del número de especies ausentes, utilizado para corregir el sesgo, se basa enteramente en las especies consideradas raras, ya que las abundantes serán observadas en toda muestra (Chao y Shen, 2003). El estimador propuesto es el coeficiente de variación de la abundancia de las especies. Este estimador requiere la selección *a priori* de k , y no está definido para aquellos casos en que todas las especies raras tienen un solo individuo. Chao y Shen (2003) han sugerido fijar $k=10$ sobre base empírica.

$$\text{ACE} = r_{abun} + (r_{rara} / \hat{C}_{rara}) + (f_1 / \hat{C}_{rara}) \ddot{Y}^2$$

Donde: $\hat{C}_{rara} = 1 - (f_1 / \sum k f_k)$ es el estimador de la cobertura muestral y
 $\ddot{Y}^2 = \max [((r_{rara} \sum k (k-1)f_k) / (\hat{C}_{rara} (\sum k f_k)(\sum k f_k - 1))) - 1]$

ICE (Incidence Coverage Estimator): Se trata de un estimador de la cobertura muestral que fue desarrollado en base a los resultados de pruebas de los estimadores de cobertura muestral de primera generación. Fue desarrollado para superar el problema

que surge cuando algunas especies son muy comunes y otras muy raras. En tales casos, toda la información útil sobre las especies no descubiertas se encuentra en las especies más raras descubiertas. Por lo tanto, el ICE se basa en aquellas especies que se encuentran en 10 o menos unidades de muestreo.

$$S_{ice} = S_{frec} + (S_{infr} / C_{ice}) + (Q_1 / C_{ice} Y^2_{ice})$$

Donde: $S_{obs} = S_{infr} + S_{frec}$

La cobertura de muestreo estimada sobre datos de incidencia es:

$$C_{ice} = 1 - Q_1 / N_{infr}$$

Donde: $N_{infr} = \sum j Q_1 Y^2_{ice}$ es una estima del coeficiente de variación de los Q_i .

Chao 1: Es un estimador basado en el número de especies raras en la muestra (Chao, 1984; Chao & Lee, 1992; Smith & Van Belle, 1984).

$$Chao\ 1 = S + (a^2 / 2b)$$

Donde: S es el número de especies de la muestra.

a es el número de especies representadas por un solo ejemplar (*singletons*) y b es el número de especies representadas exactamente por dos individuos en la muestra (*doubletons*) (Colwell & Coddington, 1994; Colwell, 2013).

Chao 2: Para este estimador es también posible calcular un estimador de la varianza (Chao, 1984; Chao & Lee, 1992; Lee & Chao, 1994; Smith & Van Belle, 1984). Colwell & Coddington (1994) encontraron que el valor de Chao 2 provee el estimador menos sesgado para muestras pequeñas.

$$Chao_2 = S + (L^2 / 2M)$$

Donde: L = nº de especies que aparecen sólo en una muestra.

M = nº de especies que aparecen en dos muestras.

Jackknife de primer orden: Se basa en el número de especies que aparecen sólo en una muestra (L). Es una técnica para reducir el sesgo de los valores estimados, en este caso para reducir la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad con base en el número representado en una muestra, reduciendo el sesgo del orden 1/m (Krebs, 1989; Palmer, 1990). Es posible calcular la varianza de este estimador (Coldwell & Coddington, 1994).

$$Jack\ 1 = S + L (m-1 / m)$$

Donde: m = número de muestras.

Jackknife de segundo orden: Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra así como en el número de especies que ocurren exactamente en dos muestras (Krebs, 1989; Palmer, 1990).

$$\text{Jack 2} = S + (L(2m - 3) / m) - ((M(m - 2)^2) / (m(m - 1)))$$

Bootstrap: Se basa en p_j , la proporción de unidades de muestreo que contienen a una especie dada (j) (Krebs, 1989; Palmer, 1990). Según algunos autores es menos preciso que los anteriores (Palmer, 1990; Colwell & Coddington, 1994).

$$\text{Bootstrap} = S + \sum(1 - p_j)^n$$

5.2.1.2 Estimadores paramétricos

En este caso los datos muestrales se han ajustado a la ecuación de Clench (Fagan & Kareiva, 1997; Moreno & Halffter, 2000) ya que es la que proporciona una correlación mayor, obteniéndose un R^2 muy alto en todos los casos. El número predecible de especies presentes en un lugar coincide con el valor de ordenadas de la asymptota horizontal a la que tiende la curva de acumulación de especies.

MMRuns: Estimador de riqueza de Michaelis-Menten promediado mediante asignaciones aleatorias.

MMMeans: Estimador de riqueza de Michaelis-Menten calculado una sola vez para la curva de rarefacción analítica por la ecuación nº 5 en Colwell *et al.*, (2004).

5.2.2 Elaboración de curvas de acumulación de especies

Se han elaborado las curvas de acumulación de especies para cada localidad, así como para cada uno de los biomas diferenciados en el Hayedo de Montejo. Estas curvas muestran el incremento en el número de especies colectadas conforme aumenta el esfuerzo de muestreo, medido en este caso en número de ejemplares capturados (Colwell & Coddington, 1994). Presentan la ventaja de permitir hacer comparaciones de número de especies entre comunidades cuando el tamaño de las muestras no es igual (Colwell *et al.*, 2004). Todas las curvas elaboradas mostraron cierta estabilización al aumentar el esfuerzo de muestreo y, aunque en ningún caso se alcanzó la asymptota horizontal, la pendiente al final fue siempre inferior al 0,1%. El ajuste a la ecuación de Clench mostró en todos los casos un coeficiente de determinación superior al 99%.

5.2.3 Extrapolación estadística

Método desarrollado recientemente por Anne Chao, fundamentado en un conjunto de modelos de muestreo estadístico basados en ajustes a curvas funcionales como la de Michaelis-Menten y otras, y que permite extraer con rigor muestreos pequeños y compararlos con el muestreo más extenso (Colwell *et al.*, 2012).

Se ha utilizado el programa EstimateS 9.1.0 , implementando los datos para hacer las extrapolaciones en la modalidad '*Individual-based*' con 100 randomizaciones. En este caso se ha empleado como patrón el muestreo que ha reportado un mayor número de individuos, 4796, correspondiente al Hayedo de Montejo, estimándose las curvas extrapoladas para las otras tres localidades.

5.2.4 Comparación de faunas

El estudio de la riqueza de las faunas de coleópteros saproxílicos de los cuatro montes muestreados se ha complementado con un análisis de ordenación conocido como Escalamiento Multidimensional No Métrico (Non-metric MDS). Se trata de una técnica multivariante de interdependencia que trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos, en este caso las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades estudiadas (Holland, 2008; Hammer, 2012).

Los resultados se han completado con un análisis MANOVA no paramétrico, también conocido como PERMANOVA (One-way NPMANOVA) con objeto de comprobar si hay diferencias significativas en la composición de especies por localidades basándose en alguna medida de distancia, en este caso de nuevo Bray-Curtis (Anderson, 2001). La significancia es calculada por permutación de los miembros del grupo, con 9999 réplicas.

Finalmente se ha realizado un análisis SIMPER (Similarity Percentage), un método simple para evaluar qué taxones son los principales responsables de la diferencia entre grupos (Clarke, 1993). La importancia global de la diferencia es normalmente evaluada por ANOSIM, utilizando la medida de similitud de Bray-Curtis (multiplicado por 100). Se han identificado las especies que han aportado cada una más del 2% de diferencias entre localidades.

Los análisis NMDS, PERMANOVA y SIMPER se han implementado con PAST v 2.17 (Hammer, 2012).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Estimadores de riqueza de fauna obtenidos para cada uno de los bosques estudiados y para su conjunto

Los valores de los estimadores de riqueza de fauna obtenidos para cada uno de los espacios considerados y para el conjunto se presentan en la Tabla 5.1. Los valores de Chao 1 y Chao 2 se acompañan de sus intervalos de confianza del 95%, y el de Jackknife 1 de su desviación típica. Se señalan en negrita los valores extremos para cada área de estudio.

	ACE	ICE	Chao 1	Chao 2	Jackknife 1	Jackknife 2	Bootstrap	MM Runs	MM Means
Dehesa de Somosierra	148,35	177,45	172,05 (137,01; 250,91)	151,50 (129,95; 195,18)	152,33 ± 14,98	173,66	128,76	205,03	162,83
Hayedo de Montejo (R. albar)	128,20	200,98	114,44 (96,81; 153,03)	180,26 (131,15; 278,42)	126,88 ± 2,84	146,66	102,37	182,06	203,36
Hayedo de Montejo (Hayedo)	214,09	263,46	214,33 (189,92; 262,84)	213,90 (192,09; 253,25)	217,66 ± 4,37	237,16	189,92	248,43	245,62
Hayedo de Montejo (Melojar)	201,78	287,73	172,17 (140,70; 236,78)	144,69 (128,87; 174,50)	147,50 ± 3,50	147,5	129,25	220,83	217,61
Hayedo de Montejo	276,97	314,28	299,66 (260,92; 359,86)	297,61 (264,98; 353,92)	295 ± 7,63	332,60	254,52	318,71	309,79
Dehesa de Madarcos	168,37	188,80	170,92 (141,72; 233,28)	148,24 (132,17; 180,26)	154 ± 7,57	167,66	134,07	182,20	180,15
Pinar de La Maleza	152,16	179,36	142,37 (127,03; 177,29)	141,50 (128,02; 168,90)	151 ± 14	163,16	132,29	223,66	177,17
Conjunto	425,12	476,21	417,50 (392,03; 461,48)	443,45 (411,31; 494,60)	470,33 ± 18,54	512,58	411,62	494,80	479,44

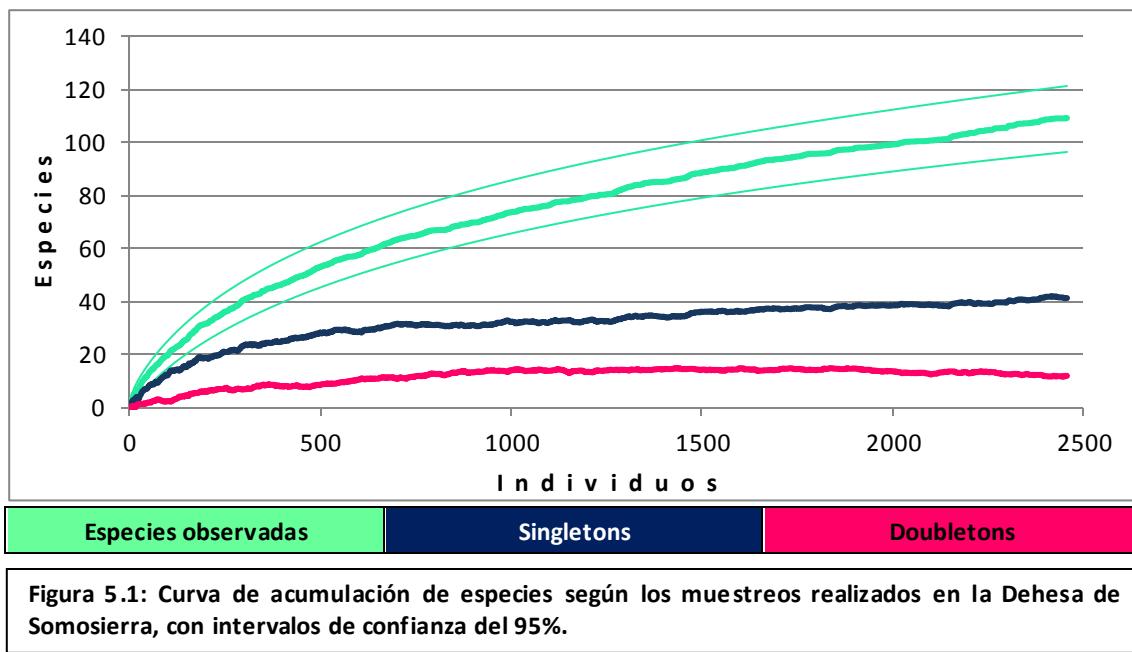
Tabla 5.1: Valores de riqueza potencial de especies de coleópteros saproxílicos obtenidos para cada una de las áreas estudiadas y para el conjunto según diferentes indicadores paramétricos y no paramétricos.

5.3.2 Riqueza estimada de especies en la Dehesa de Somosierra

Fueron capturados en esta localidad un total de 2.457 individuos pertenecientes a 109 especies saproxílicas encuadradas en 37 familias. Según los diferentes estimadores la riqueza de especies de este monte oscila entre 128 y 205 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y MM Runs la estima más alta. Los intervalos de confianza de los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon, por lo cual no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tabla 5.1).

El inventario registró entre un 53 y un 84% de las especies saproxílicas presentes en el lugar. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar 14021 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos 7 temporadas o aumentar de 6 a 40 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.1 representa la curva de acumulación de especies para los muestreos realizados en este monte.



5.3.3 Riqueza de especies en el Hayedo de Montejo.

Aunque el Hayedo de Montejo es esencialmente un bosque mixto, en su interior se pueden diferenciar tres biomas según la especie arbórea dominante. Así podemos encontrar áreas dominadas por roble albar; otras en que domina claramente el haya; y finalmente otras, principalmente en solanas, donde la especie dominante es el roble melojo.

En orden a comprobar las posibles diferencias faunísticas entre estas áreas los resultados de los muestreos se computaron por separado, lo que ha permitido hacer estimaciones de riqueza de fauna y elaborar las curvas de rarefacción particularizadas para cada uno de los biomas considerados.

De las cuatro localidades muestreadas el Hayedo de Montejo fue la que reportó el mayor número de capturas a todos los niveles. En el conjunto del monte fueron capturados un total de 4797 ejemplares de coleópteros saproxílicos pertenecientes a 220 especies encuadradas en 46 familias.

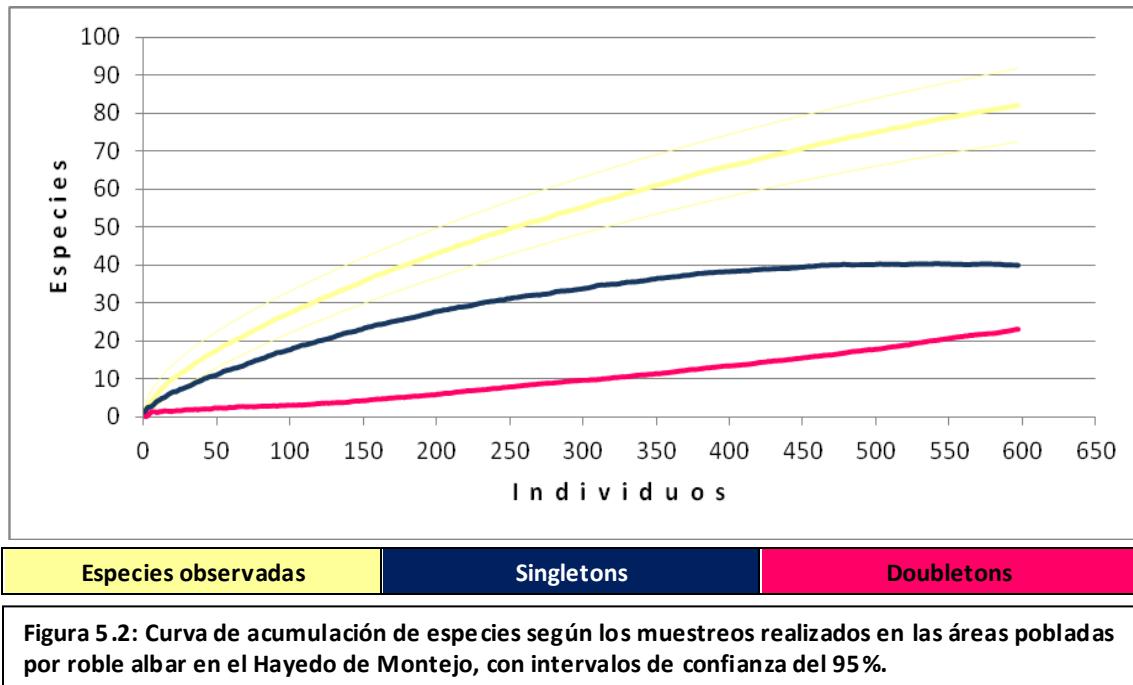
5.3.3.1 Riqueza de especies en áreas dominadas por roble albar

En esta parte del monte (Estación de muestreo nº 1), fueron capturados un total de 597 individuos pertenecientes a 82 especies saproxílicas encuadradas en 28 familias.

La diversidad estimada por los estimadores paramétricos no paramétricos en esta parte del monte osciló entre 102 y 203 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y MM Means la estima más alta. Los intervalos de confianza de los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon ampliamente, lo que indica que no difirieron significativamente en el número estimado de especies (Tabla 5.1).

El inventario registró entre un 40 y un 80% de las especies saproxílicas presentes en la zona. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar 5081 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos en las mismas condiciones 10 temporadas o aumentar de 1 a 10 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.2 representa la curva de acumulación de especies.



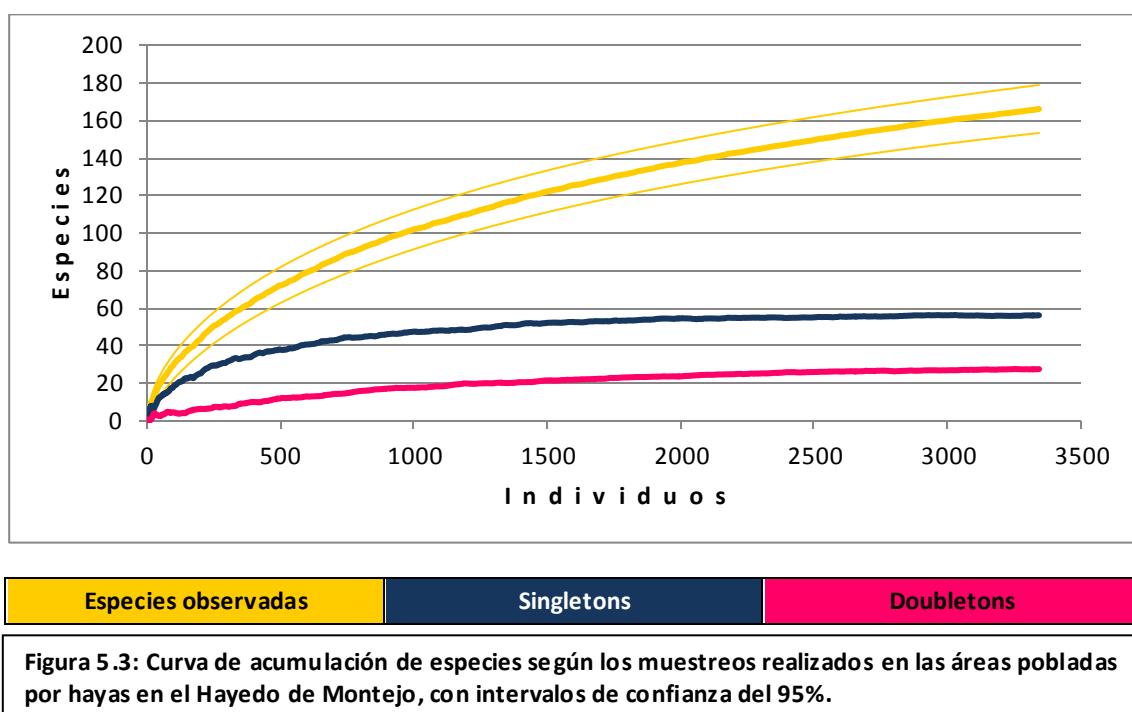
5.3.3.2 Riqueza de especies en áreas dominadas por haya

Fueron capturados en áreas dominadas por haya (estaciones de muestreo nº 2, 3 y 4) un total de 3.346 individuos pertenecientes a 165 especies saproxílicas encuadradas en 43 familias.

La diversidad estimada por los estimadores paramétricos y no paramétricos en las zonas dominadas por haya de este monte osciló entre 189 y 263 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y ACI la estima más alta. Los intervalos de confianza de los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon ampliamente, lo que indica que no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tablas 5.1).

El inventario registró entre un 62 y un 86% de las especies saproxílicas presentes en el lugar. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar aproximadamente 15982 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos en las mismas condiciones 6 temporadas o aumentar de 3 a 17 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.3 representa la curva de acumulación de especies.



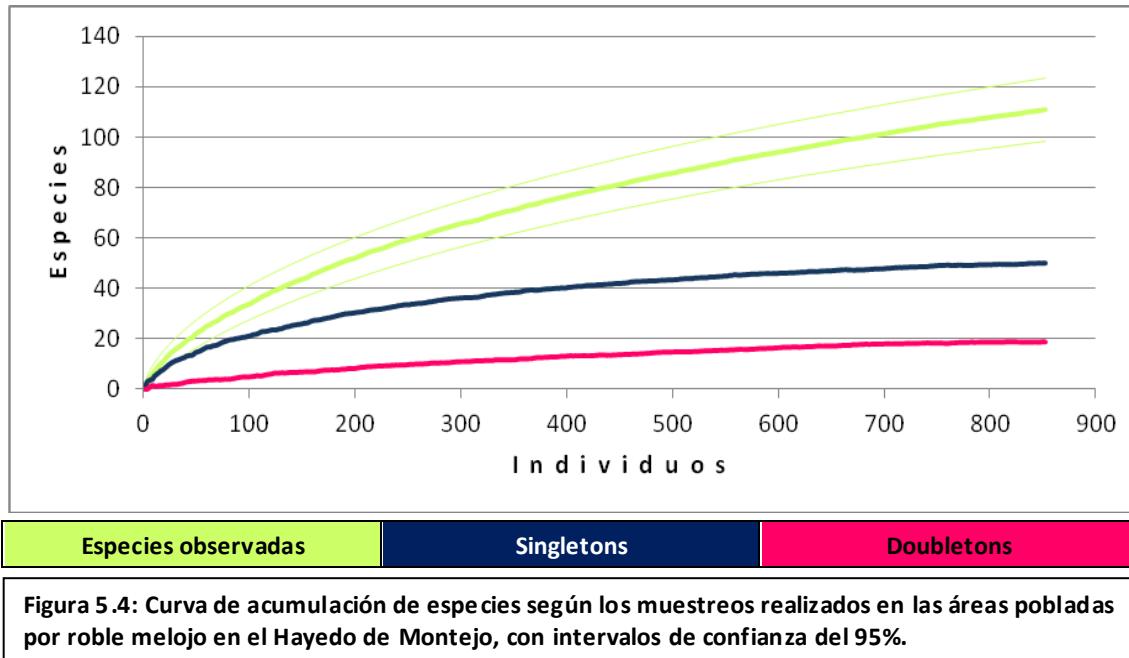
5.3.3.3 Riqueza de especies en áreas dominadas por roble melojo

Fueron capturados en esta zona del monte (estaciones de muestreo n°s 5 y 6) un total de 853 individuos pertenecientes a 111 especies saproxílicas encuadradas en 35 familias.

La diversidad predicha por los estimadores paramétricos y no paramétricos en estas zonas del Hayedo de Montejo osciló entre 129 y 287 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja e ICE la estima más alta. Los intervalos de confianza los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon ampliamente, lo que indica que no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tablas 5.1).

El inventario registró entre un 38 y un 85% de las especies saproxílicas presentes en el lugar. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar aproximadamente 7214 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos en las mismas condiciones durante 10 temporadas o aumentar de 2 a 19 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.4 representa la curva de acumulación de especies acorde a los muestreos realizados en esta parte del monte.



5.3.3.4 Riqueza agregada de especies en el Hayedo de Montejo

En las seis estaciones de muestreo instaladas en este monte fueron capturados un total de 4797 individuos pertenecientes a 220 especies saproxílicas encuadradas en 47 familias.

La diversidad estimada mediante los estimadores paramétricos y no paramétricos en este monte osciló entre 254 y 332 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y Jackknife 2 la estima más alta. Los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon, por lo cual no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tablas 5.1).

De haber hecho comparaciones intentando homologar los muestreos realizados en las tres áreas diferenciadas con el más corto de ellos (597 ejemplares en áreas dominadas por roble melojo) hubiéramos obtenido que el área con la mayor riqueza de especies correspondería a las zonas dominadas por melojo (93 especies), seguida de las áreas dominadas por roble albar (82 especies) y finalmente, con la diversidad más baja, las áreas dominadas por haya (78 especies) (Figura 5.7).

La Figura 5.5 representa las curvas de rarefacción correspondientes a las tres zonas consideradas dentro de dicho monte.

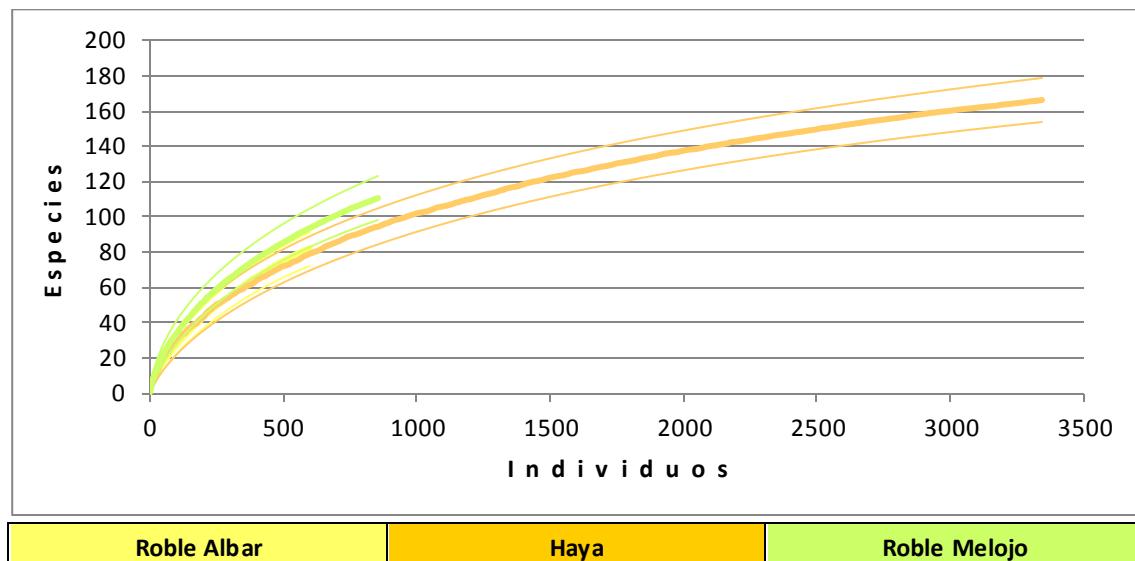
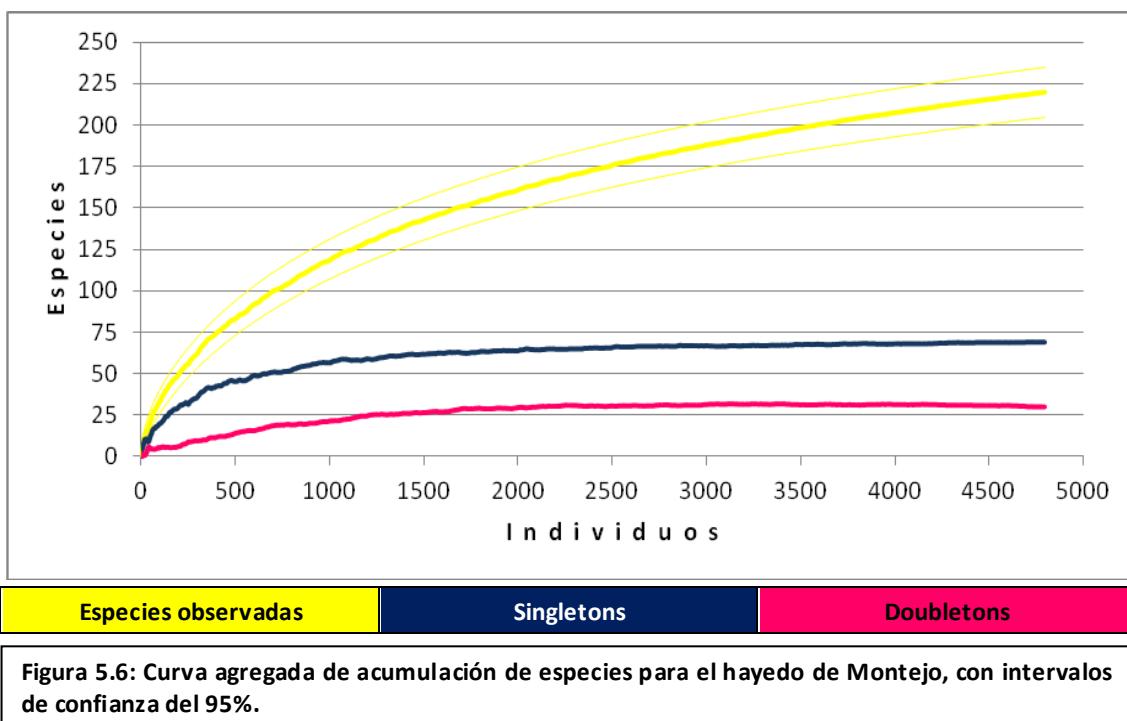


Figura 5.5: Curvas de acumulación de especies según los muestreos realizados en las diferentes áreas del Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Según los distintos estimadores, el inventario registró entre un 66 y un 86% de las especies saproxílicas presentes en el Hayedo de Montejo. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar aproximadamente 18865 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos en las mismas condiciones durante 5 temporadas o aumentar de 6 a 30 el número de estaciones de muestreo instaladas en el conjunto del monte en una sola temporada.

Agregando los datos utilizados para la elaboración de las tres curvas de la Figura 5.7 se obtiene la curva agregada correspondiente a todos los muestreos realizados en el Hayedo de Montejo, obteniéndose así la curva correspondiente a todo el monte (Figura 5.6).



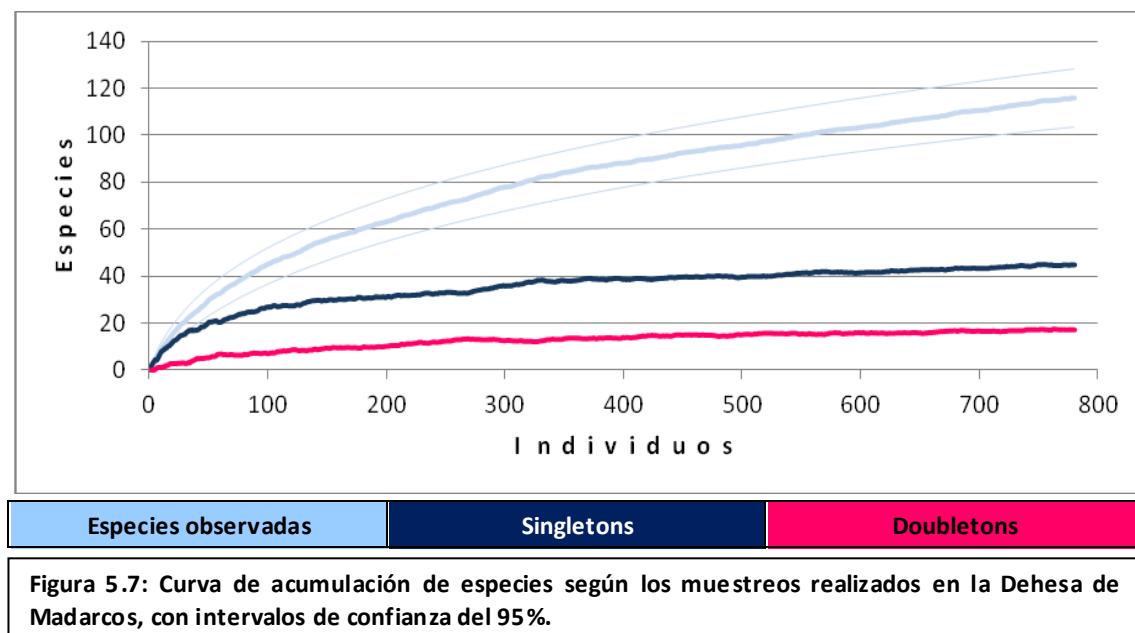
5.3.4 Riqueza de especies en la Dehesa de Madarcos

Fueron capturados un total de 780 individuos pertenecientes a 116 especies saproxílicas encuadradas en 34 familias.

La riqueza de especies predicha por los estimadores paramétricos y no paramétricos en este monte osciló entre 134 y 188 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja e ICE la estima más alta. Los intervalos de confianza los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon, por lo cual no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tabla 5.1).

Los muestreos registraron entre un 61 y un 86% de las especies de coleópteros saproxílicos presentes en el lugar. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar 4167 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos 7 temporadas o aumentar de 3 a 19 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.7 representa la curva de acumulación de especies generada con los datos proporcionados por los muestreos realizados en la Dehesa de Madarcos.



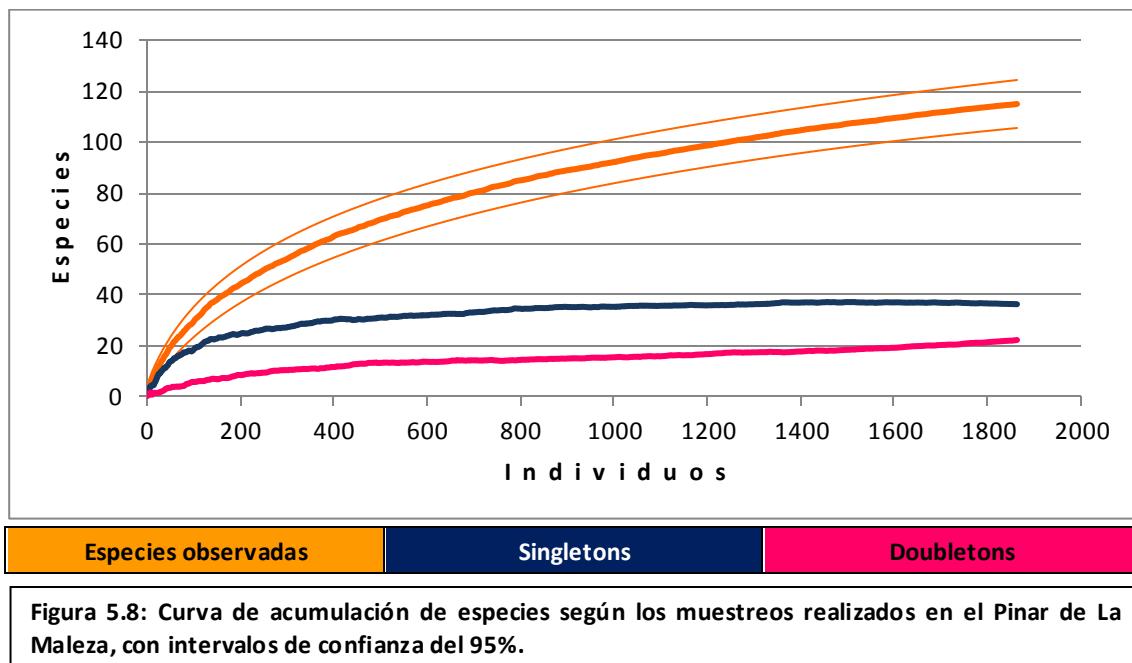
5.3.5 Riqueza de especies estimada en el Pinar de La Maleza

En las tres estaciones de muestreo situadas en este monte fueron capturados un total de 1866 individuos pertenecientes a 115 especies de coleópteros saproxílicos encuadradas en 34 familias.

La diversidad estimada mediante los estimadores paramétricos y no paramétricos en este monte osciló entre 132 y 223 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y MM Runs la estima más alta. Los intervalos de confianza los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon ampliamente, por lo cual no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tabla 5.1).

El inventario registró entre un 51 y un 86% de las especies saproxílicas presentes en el lugar. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar 7677 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos 6 temporadas o aumentar de 3 a 15 el número de estaciones de muestreo instaladas en una sola temporada.

La Figura 5.8 representa la curva de acumulación de especies generada con los resultados de los muestreos realizados en el Pinar de La Maleza.



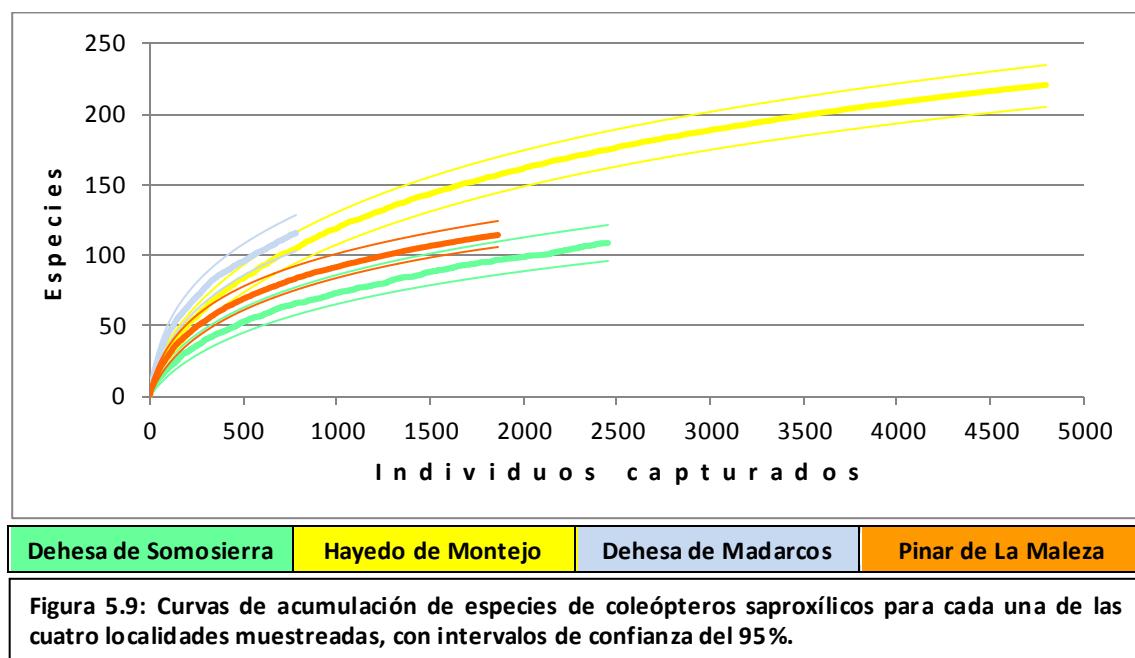
5.3.6 Riqueza agregada para las cuatro localidades

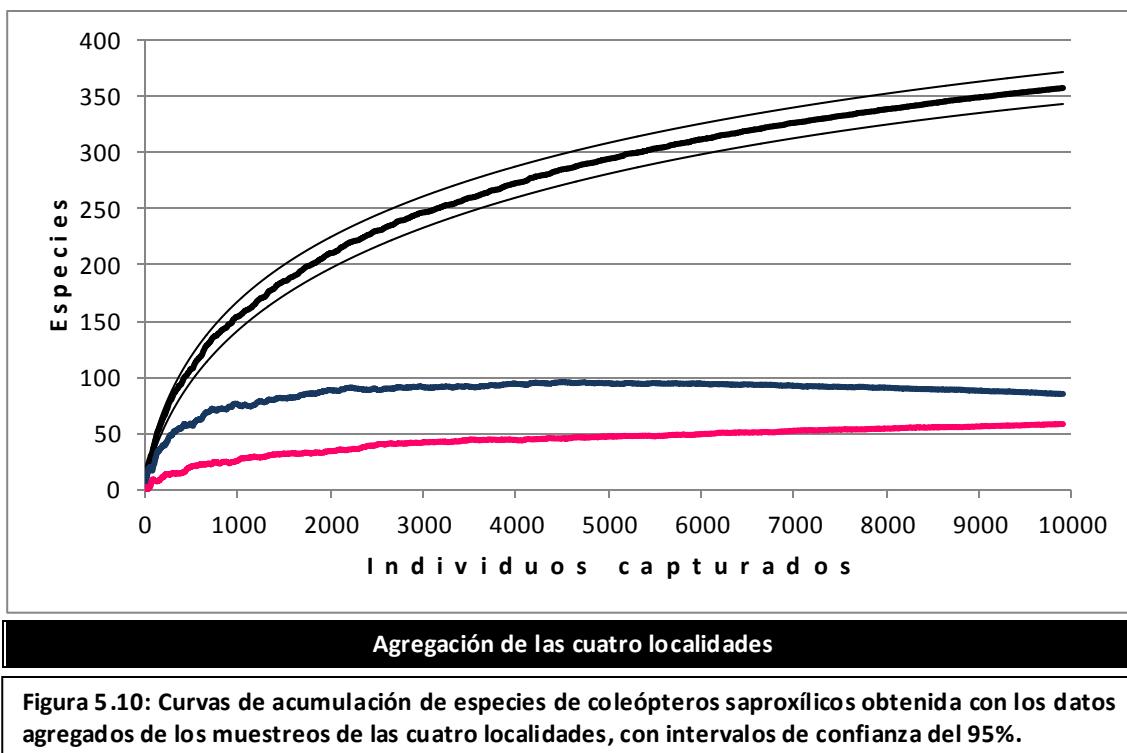
En el conjunto de los muestreos fueron capturados un total de 9900 individuos pertenecientes a 357 especies saproxílicas encuadradas en 53 familias.

La diversidad estimada para el conjunto de los cuatro montes estudiados por los diferentes estimadores osciló entre 411 y 512 especies. El índice de Bootstrap produjo la estima más baja y Jackknife 2 la estima más alta. Los estimadores Chao 1 y Chao 2 se solaparon, lo que indica que no difirieron significativamente en el número de especies estimado (Tabla 5.1).

De acuerdo con los estimadores utilizados, el inventario registró entre un 69 y un 86% de las especies saproxílicas presentes en el conjunto de los cuatro montes. Para completar el estudio al 95% sería necesario capturar aproximadamente 38693 ejemplares más, lo que equivaldría a repetir los muestreos en las mismas condiciones 5 temporadas o aumentar de 18 a 88 el número de estaciones de muestreo instaladas en los cuatro montes en una sola temporada.

La Figura 5.9 muestra las curvas de acumulación de especies de los cuatro montes y la Figura 5.10 la curva creada con la agregación de datos de los cuatro montes.





5.3.7 Extrapolación de curvas de acumulación de especies

El procedimiento de extrapolación recientemente desarrollado (Colwell *et al.*, 2012) nos permite alargar las curvas de acumulación de especies para poder establecer comparaciones con el muestreo más amplio. En este caso se han extendido las curvas de los muestreos realizados en la Dehesa de Somosierra, Dehesa de Madarcos y Pinar de La Maleza hasta igualar los 4796 coleópteros capturados en el Hayedo de Montejo, usado en este caso como muestreo de referencia.

Los resultados obtenidos se exponen en la Figura 5.11.

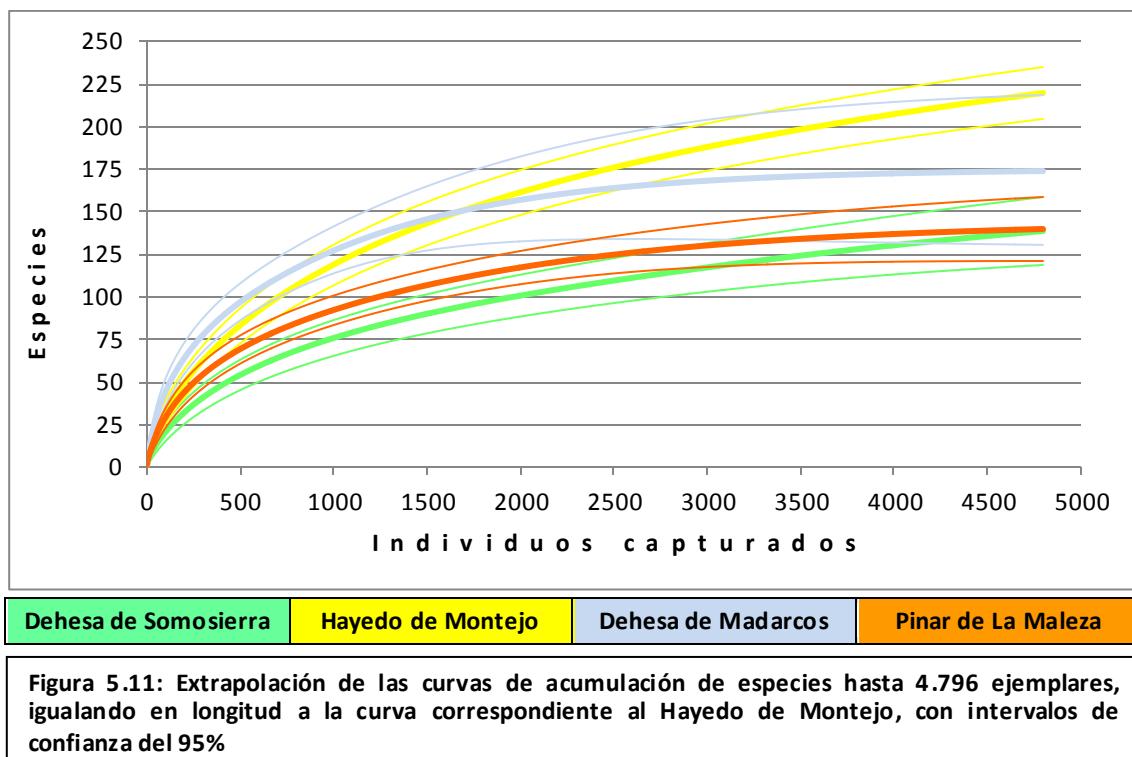


Figura 5.11: Extrapolación de las curvas de acumulación de especies hasta 4.796 ejemplares, igualando en longitud a la curva correspondiente al Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%

5.3.8 Resultados de la ordenación NMDS

El estrés de la ordenación NMDS fue de 0,1007, inferior a 0,2, lo que indica aparentemente una sólida fiabilidad de la ordenación; con un porcentaje de variación explicada del 71,02%. El análisis indica que las estaciones de muestreo forman tres grupos. Siguiendo el eje X, nos encontramos un primer grupo en el que se encuentran las estaciones correspondientes al Hayedo de Montejo y Dehesa de Somosierra, indicando similitudes en su fauna, pero sin solaparse, siendo las estaciones de muestreo del Hayedo de Montejo situadas en zonas dominadas por haya (nºs 2, 3 y 4) las más alejadas de las de la Dehesa de Somosierra, y las situadas en áreas dominadas por *Quercus* (nºs 1, 5 y 6) las que están más próximas a las de la otra localidad. A

continuación formaron grupo las estaciones correspondientes a la Dehesa de Madarcos, situadas en la parte más alta del gráfico. Finalmente se situaron las estaciones correspondientes al Pinar de La Maleza, ubicadas de nuevo en la parte baja del cuadro (Figura 5.12).

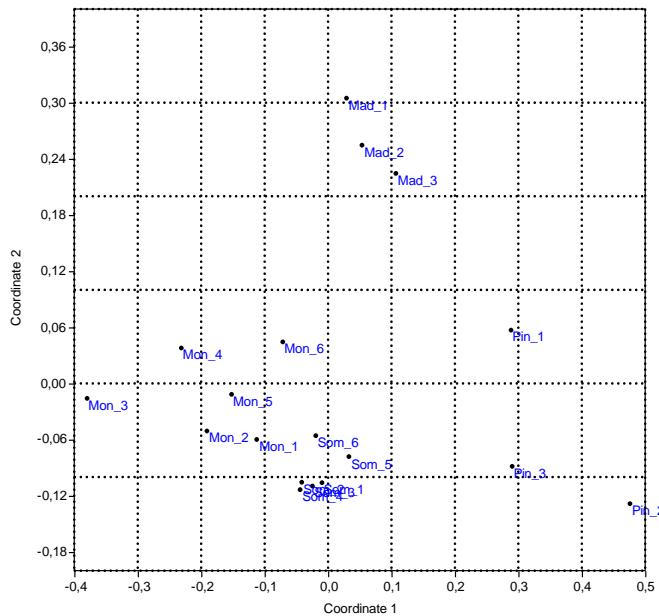


Figura 5.12: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las 18 estaciones de muestreo situadas en las cuatro localidades estudiadas. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1007.

5.3.9 Distancia estadística entre localidades

La Tabla 5.2 expone los resultados de distancia entre localidades proporcionados por el análisis MANOVA no paramétrico.

	Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
Dehesa de Somosierra				
Hayedo de Montejo	0,002			
Dehesa de Madarcos	0,013	0,012		
Pinar de La Maleza	0,018	0,012	0,102	

Tabla 5.2: Valores de distancia entre localidades proporcionados por el análisis MANOVA no paramétrico. $F=6,536$.

Las faunas de coleópteros saproxílicos son significativamente diferentes entre sí, excepto las correspondientes a Dehesa de Madarcos y Pinar de La Maleza que consecuentemente no serían tan distintas como apuntaba el test NMDS (Figura 5.12).

5.3.10 Especies influyentes en las diferencias entre localidades

Finalmente el análisis SIMPER destacó las nueve especies con más influencia en las diferencias entre localidades, acumulando entre ellas hasta el 55% de las peculiaridades de los cuatro montes (Tabla 5.3).

Especie	Disimilitud aportada	Contribución (%)	Acumulación (%)	Abundancia de cada especie			
				Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
<i>Epuraea fuscicollis</i> (Stephens, 1832)	12,26	14,46	14,46	198	24,7	14,7	30
<i>Anisandrus dispar</i> (Fabricius, 1792)	8,904	10,5	24,95	91,3	109	0	0,667
<i>Xyleborinus saxeseni</i> (Ratzenburg, 1837)	8,131	9,585	34,54	14,3	230	2,33	0
<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst, 1793)	5,477	6,456	40,99	0	0	0	179
<i>Hylastes attenuatus</i> Erichson, 1836	4,083	4,813	45,81	0	0	0	172
<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	2,284	2,693	48,5	0	46	0	0
<i>Atheta picipes</i> (Thomson, 1856)	1,961	2,312	50,81	0	31,8	0	0
<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)	1,884	2,221	53,03	0	41,5	3	0
<i>Cryptaracha undata</i> (Olivier, 1790)	1,711	2,017	55,05	0	24,2	0,333	0

Tabla 5.3: Especies que más contribuyen a la disimilitud entre faunas, con indicación de su abundancia en cada uno de las localidades estudiadas según test SIMPER.

5.4 DISCUSIÓN

5.4.1 Comparación de las cuatro faunas

El análisis NMDS demuestra que las faunas de las cuatro localidades tienen características diferenciales, cuantitativas y cualitativas, a pesar de que éstas no están muy marcadas en algunos casos. Así, el test PERMANOVA encuentra poco justificada la diferenciación entre las faunas de la Dehesa de Madarcos y Pinar de La Maleza, si bien la causa puede ser el corto número de estaciones de muestreo instaladas en cada una de las localidades (tres en cada una). La diferencia entre las faunas de los distintos montes es un primer factor incidente en la diferenciación de las curvas de acumulación.

5.4.1 Comparación de las curvas de acumulación de las cuatro localidades

Cuando se compara la parte conocida de las curvas de acumulación de las cuatro localidades los resultados pueden ser engañosos. Si se homologan los cuatro muestreos con el más corto, que en este caso es el correspondiente a la Dehesa de Madarcos (780 ejemplares), tendríamos que la localidad con más diversidad sería precisamente la Dehesa de Madarcos (116 especies), seguida del Hayedo de Montejo (106 especies), el pinar de La Maleza (84 especies) y finalmente la Dehesa de Somosierra (67 especies) (Figura 5.9). Sin embargo, los estimadores paramétricos muestran que al prolongarse los muestreos es la curva de acumulación de especies correspondiente al Hayedo de Montejo la que tiende a converger con la asymptota más elevada, lo que indica que esta curva corta a de la Dehesa de Madarcos para situarse por encima de ella. La conclusión es que la homologación de muestreos, cuando estos no alcanzan una dimensión suficiente, pueden constituir una fuente de errores de apreciación en este tipo de estudios (Gotelli & Colwell, 2001).

De forma análoga, cuando se examinan las curvas correspondientes a los diferentes biomas presentes en el Hayedo de Montejo y se homologan los tres muestreos con el más corto, que en este caso es el realizado en las zonas pobladas por roble albar con 597 individuos, se obtiene que la riqueza más alta corresponde a las zonas pobladas por roble melojo, con 89 especies. Le siguen las áreas pobladas por roble albar con 82, y la zona aparentemente más pobre en especies corresponde a las zonas pobladas por hayas con 79. Sin embargo, los modelos paramétricos predicen que la curva de acumulación de especies correspondiente a las zonas pobladas por haya continuará elevándose conforme avanzan los muestreos, cortando a las otras dos hasta situarse por encima de ellas siendo, consecuentemente, esta la zona con la fauna más rica. De nuevo haber intentado obtener resultados a partir de muestreos insuficientes podría habernos inducido a sacar conclusiones equivocadas (Gotelli & Colwell, 2001).

A pesar de que las condiciones de muestreo han sido estandarizadas en las cuatro localidades, las curvas de acumulación de especies presentan formas sensiblemente diferentes. La mayor longitud de las curvas correspondientes a la Dehesa de Somosierra y Hayedo de Montejo se explica porque en estas localidades el esfuerzo de muestreo ha sido doble que en las otras dos (seis estaciones de muestreo en la Dehesa de Somosierra y Hayedo de Montejo por sólo tres en las otras dos localidades).

El resto de diferencias debería achacarse, fundamentalmente, a las diferentes características entre las faunas objeto de estudio, aunque hay numerosos factores que introducen sesgos en todo el proceso. Según Martikainen & Kouki (2003) una fuente importante de variación en los muestreos la constituyen las oscilaciones demográficas interanuales de las diferentes especies, en ocasiones muy influenciadas por la climatología. Este factor, además, condiciona grandemente la actividad de los insectos, y, en consecuencia, la probabilidad de que sean capturados por las trampas de intercepción. Dado que los muestreos se han realizado en años distintos, estos pueden ser los factores más influyentes en la diferente forma de las curvas.

Otro factor a tener en cuenta ha sido la interferencia del ganado vacuno en el desarrollo de los muestreos, que si bien ha sido mínima en el Hayedo de Montejo, Dehesa de Madarcos y Pinar de La Maleza, en la Dehesa de Somosierra pudo condicionar los resultados al causar algunos destrozos en los dispositivos de muestreo, especialmente en las últimas fases del trabajo de campo. Esta puede ser una de las causas por las que el resultado en número de ejemplares capturados en Somosierra ha sido sensiblemente inferior a lo esperado. Idéntica conclusión se puede sacar por lo que se refiere al número de especies capturadas en esta localidad, que atendiendo a los resultados de los muestreos no sistemáticos, podría situarse muy por encima de la diversidad observada tanto en la Dehesa de Madarcos como del Pinar de La Maleza.

La Figura (5.13) muestra la eficacia de cada una de las 18 estaciones de muestreo desplegadas en las cuatro localidades objeto de este estudio.

Es en la Dehesa de Madarcos donde las diferentes estaciones han aportado unos resultados más homogéneos, tanto en número de ejemplares como en número de especies capturadas. Por tratarse de un monte hueco y con gran cantidad de árboles añosos, hubo la posibilidad de colocar la mayor parte de los dispositivos de captura en zonas bien iluminadas y sobre o cerca de árboles huecos o con partes muertas, en condiciones cercanas a las que se pueden considerar óptimas, y muy parecidas en todas las estaciones de muestreo. Consecuentemente, el rendimiento ha sido muy similar en las tres, encontrándose muy próximos entre sí los puntos que las representan en el gráfico.

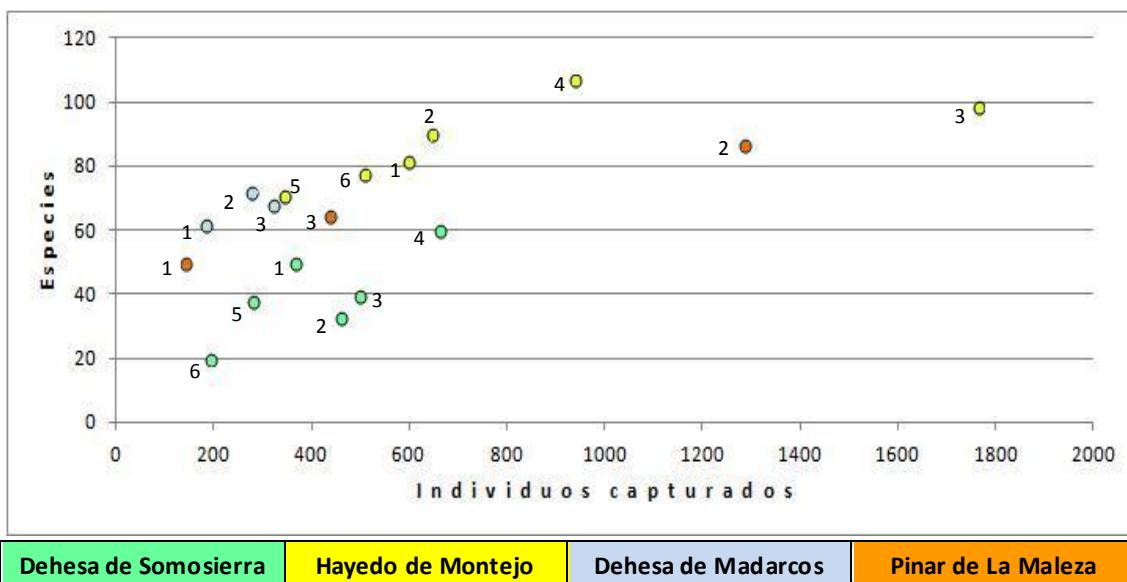


Figura 5.13: Eficiencia de las estaciones de muestreo de las cuatro localidades en función de los individuos y especies capturados.

El caso contrario se da en el Pinar de La Maleza, que es la localidad donde las estaciones de muestreo han reportado los resultados más dispares. Así, la estación nº1, situada en sombra y con muy pocos árboles muertos o moribundos en su entorno ha sido la que menos ejemplares y especies ha aportado al inventario. Por el contrario, la estación nº3, cuyos dispositivos de captura se situaban alrededor de un claro bien soleado y con una apreciable cantidad de madera muerta en su interior, caída o en pie, ha sido la que ha proporcionado los mejores resultados en esta localidad. No en vano, la exposición de la madera al sol es considerada como un factor positivo para la presencia y actividad de coleópteros saproxílicos (Lindhe *et al.*, 2005), lo mismo que la cantidad de madera muerta (Siionen, 1994; Müller & Büttner, 2010; Brin *et al.*, 2009; Brin *et al.*, 2011). La estación de muestreo nº2 presentaba condiciones intermedias a las de las otras dos, lo mismo que sus resultados.

En la Dehesa de Somosierra, la interferencia del ganado vacuno con algunos dispositivos de muestreo, que afectó en mayor medida a las estaciones de muestreo números 5 y 6, no permite sacar demasiadas conclusiones sobre los resultados obtenidos. En cualquier caso, de no haberse producido esas interferencias, los resultados entre estaciones en esta localidad hubieran mostrado una mayor homogeneidad.

En el caso del Hayedo de Montejo también se ha producido una gran dispersión de los datos de captura, especialmente en lo que se refiere a número de individuos. Los resultados obtenidos aquí por las diferentes estaciones de muestreo y su correlación con algunos factores ambientales en cada una de ellas se han estudiado en el Capítulo 6.

5.4.3 Extrapolación de las curvas de acumulación

La extrapolación de las curvas nos permite conocer cuál sería la situación si en todas las localidades hubiéramos colectado tantos individuos como en la que más (Colwell *et al.*, 2012) (Figura 5.11). En este caso la localidad más biodiversa es el Hayedo de Montejo, con las 220 especies observadas en los muestreos. Le sigue la Dehesa de Madarcos con 174 especies, si bien esta curva tiene ya muy poca pendiente, lo que indica que está ya muy próxima a su asymptota horizontal. Como era previsible, aunque inicialmente se elevaba más la curva correspondiente a la Dehesa de Madarcos, el modelo nos permite ver que esta curva y la correspondiente al Hayedo de Montejo se cruzan cuando se han colectado aproximadamente 1.700 individuos.

Por debajo se encuentran las curvas correspondientes al Pinar de La Maleza y Dehesa de Somosierra, que en su extremo alcanzan los valores 140 y 139 respectivamente. Se observa que la curva correspondiente al pinar es en su extremo casi horizontal (se encuentra próxima a encontrar su asymptota) mientras que la correspondiente a la Dehesa de Somosierra tiene todavía una pendiente apreciable. Esto nos indica que próximamente se van a cruzar y que tal como preveían los estimadores la fauna de la Dehesa de Somosierra es más diversa que la correspondiente al Pinar de La Maleza. Una extrapolación más larga nos permitiría saber si las curvas correspondientes a la Dehesa de Madarcos y a la Dehesa de Somosierra se cruzan como prevé MM Runs, o no según predice MM Means.

5.4.4 Riqueza de cada localidad y de toda el área

La Dehesa de Somosierra es un monte poblado básicamente por robles, aunque con presencia abundante de abedules en algunos rodales, y puntual de muchas otras especies arbóreas. En este lugar se han observado 109 especies en los muestreos sistemáticos, cifra posiblemente muy inferior a la real dada la interferencia del ganado vacuno con los dispositivos de captura dispuestos en este monte. Es, de las cuatro localidades estudiadas, la que se ha sido objeto de más atención en los muestreos no sistemáticos, localizándose otras 49 especies, lo que eleva la cifra total de especies observadas a 158, si bien según los estimadores la riqueza total podría alcanzar hasta 205 especies. Estas cifras superan las 110 especies encontradas por Compte Sart & Caminero Bago (1982) en bosques de encinas de los alrededores de Madrid; y se acercan las 246 especies de coleópteros saproxílicos capturadas por Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) en robledales de diferente tipología incluidos en el Parque Natural Sierra de Cebollera (La Rioja). En el ámbito europeo, se han realizado inventarios en robledales de numerosos países. Así, Horwitz (2011) localiza un total de 148 especies de coleópteros en bosques maduros de *Quercus robur* en el sureste de Suecia. Atay *et al.*, (2012) reportan la

presencia de 87 especies de coleópteros saproxílicos en bosques de robles (principalmente *Quercus cerrisoides* y *Q. infectoria*) en el sur de Turquía.

Tal como predijo Speight (1989) atendiendo únicamente a la conformación de este monte, el Hayedo de Montejo con 220 especies observadas y una riqueza estimada de entre 254 y 332 especies, ha resultado ser la localidad con la diversidad más alta. Siendo idéntico el esfuerzo de muestreo en ambos casos, en áreas dominadas por robles han sido capturadas 148 especies, mientras que en áreas cubiertas mayoritariamente por hayas se han encontrado 165, lo cual *a priori* es una anomalía ya que en el ámbito europeo el género *Quercus* es reconocido como el hospedante preferido por un mayor de especies de coleópteros saproxílicos (Jansson & Coskum, 2008; Vodka et al., 2009; Atay et al., 2012). Las posibles causas se analizan en el Capítulo 7.

En cuanto al hayedo propiamente dicho, los estimadores predicen la presencia de entre 189 y 263 especies, revelando que este medio alberga una biocenosis mucho más completa de lo esperado a priori dada su situación marginal en el ámbito europeo. Otros hayedos relativamente bien estudiados en el ámbito ibérico son el de Artikutza (Navarra), con 49 especies conocidas (Martínez de Murguía, 2006); y el de Oieleku, en Guipúzcoa, con 109 especies detectadas de diferentes órdenes, la mayoría coleópteros (Pagola Carte, 2006; 2007 y 2008), cifras muy inferiores a las encontradas en el Hayedo de Montejo a pesar de localizarse en un medio con condiciones abióticas más favorables para el desarrollo del árbol hospedante. El estudio de la fauna saproxílica de los hayedos del Parque Natural Sierra de Cebollera concluyó con el registro de 222 especies (Pérez Moreno & Moreno Grialba, 2009).

Los 116 coleópteros saproxílicos detectados en la Dehesa de Madarcos, localidad con una riqueza estimada entre 134 y 188 especies, suponen una cifra importante por tratarse de un espacio relativamente aislado y de reducidas dimensiones, si se compara con los resultados obtenidos en otros estudios realizados en zonas pobladas, como esta, por quercíneas y fresnos. Así, el catálogo de especies colectadas por Ricarte et al., (2009) en el Parque Nacional de Cabañeros contiene hasta 107 especies, en un área mucho mayor y con un esfuerzo de muestreo muy superior al realizado en la Dehesa de Madarcos. De forma análoga, los muestreos realizados recientemente en la Dehesa de Campanarios de Azaba (Micó et al., 2011; Sánchez Martínez et al., 2012), han permitido localizar 131 especies de coleópteros saproxílicos, pero en un espacio de más de 500 hectáreas y unido a otros montes de parecida condición.

En el Pinar de La Maleza no era esperada una alta diversidad como corresponde a las masas artificiales de coníferas (Jiménez-Valverde et al., 2004). De las 115 especies observadas sólo dos tercios están ligadas de forma preferente o exclusivamente a coníferas. El resto son una mezcla de especies oportunistas y otras relacionados con frondosas que se desarrollan en los restos del melajar preexistente o que provienen de

montes cercanos poblados por robles. La cifra está muy por debajo de las 150 especies confirmadas por Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) para los bosques de coníferas incluidos en el Parque Natural Sierra de Cebollera (La Rioja), compuestos mayoritariamente por *Pinus sylvestris* y *P. uncinata*. Este número de especies es, en todo caso, muy inferior a las 207 especies observadas por Siiitonens (1994) en bosques de coníferas bien conservados, en este caso de *Picea abies* y *Pinus sylvestris* en Finlandia. De forma análoga, quedan muy lejos de las 346 especies de coleópteros saproxílicos que Dollin *et al.*, (2008) encuentran en bosques viejos de coníferas en Nueva Escocia (Canadá). En cualquier caso, el estudio de la fauna ligada a bosques viejos de coníferas es una de las asignaturas pendientes de la entomología española.

En el conjunto del área estudiada, se han colectado 357 de coleópteros saproxílicos en los muestreos sistemáticos, apuntando los estimadores la posible presencia de entre 411 y 512 especies. Agregando las 59 especies detectadas en los muestreos no sistemáticos alcanzamos 416 especies, igualando la cifra aportada por Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) para el Parque Natural Sierra de Cebollera.

Estas cifras son inferiores a las de otros bosques europeos bien estudiados como los franceses de Fontainebleau, Sainte-Baume, y La Massane, que respectivamente albergan 825, 505 y 465 especies.

CAPÍTULO 6

EFFECTO DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL A PEQUEÑA ESCALA SOBRE LA DIVERSIDAD DE FAUNA SAPROXÍLICA

6.1 INTRODUCCIÓN

La madera muerta es un elemento esencial como hábitat para un abanico importante de seres vivos, desde bacterias a animales superiores pasando por hongos, plantas o insectos (Densmore *et al.*, 2004; Lassauce *et al.*, 2011). Una mayor cantidad de madera muerta da pie a la posibilidad de que exista una mayor cantidad de nichos biológicos explotables por los organismos saproxílicos. Consecuentemente, la cantidad de madera muerta influye directamente en la diversidad de organismos saproxílicos presente en una localidad concreta, e indirectamente a través de la calidad de la misma (Siitonen, 2001; Grove, 2002, Lassauce *et al.*, 2011) (Figura 6.1).



Figura 6.1: Acumulación de madera muerta en diversos puntos del Hayedo de Montejó.



En ecosistemas forestales naturales se encuentran diferentes clases de madera degradada (troncos delgados o gruesos, en pie o sobre el suelo, tocones, ramas muertas, partes muertas de árboles vivos ...). La madera muerta, además, se puede clasificar por especies, diámetro, grado de descomposición, grado de humedad, etc., dando lugar a diferentes hábitats importantes para la fauna saproxílica (Harmon *et al.*, 1986; Bader *et al.*, 1995). Los estados sucesionales en la degradación de la madera proporcionan un amplio abanico de micro hábitats en los que las especies xilófagas coinciden con otras con hábitos más especializados, como predadores, micófagos o saprófagos (Fog, 1979; Simandl, 1993). La amplitud en la variedad de hábitats, unida a los gradientes en contenido de humedad y la diversidad de especies leñosas (Irmler *et al.*, 1996; Grove, 2002) tiene un efecto positivo sobre la riqueza de especies saproxílicas (Heydemann & Müller-Karch, 1980; Heydemann, 1982).

En bosques explotados, la tendencia general es la disminución de madera muerta que queda disponible para la fauna saproxílica. No obstante, algunos ecosistemas forestales manejados por el hombre con procedimientos tradicionales (Mugarza Martínez, 2012), a veces desde hace siglos (Allende Álvarez *et al.*, 2012), han alcanzado una conformación tal del arbolado, con oquedades, pudriciones, tocones, etc., que, de forma parecida a como ocurre en ecosistemas naturales, permiten la presencia de una variada fauna saproxílica (Martínez de Murguía *et al.*, 2007; Pagola Carte, 2006; Sebek *et al.*, 2013).

Por otra parte, el conocimiento de la cantidad de madera muerta es importante para la caracterización de los ecosistemas forestales desde el punto de vista ecológico (Berg *et al.*, 1994; Ducey *et al.*, 2013). La madera muerta provee de materia orgánica al suelo, el cual puede así aumentar su capacidad para almacenar humedad, y éste es un factor esencial del hábitat para muchos organismos y juega un importante papel en procesos de descomposición, fijación de nitrógeno y transferencia de nutrientes del suelo a las plantas (Harvey *et al.*, 1983). Por este motivo, desde hace décadas se han desarrollado numerosos métodos que permiten evaluar de forma sencilla la cantidad de madera muerta presente en una estación, la mayoría de ellos basados en transectos lineales (Howard & Ward, 1972; Read, 2000; Ducey *et al.*, 2013).

En el Hayedo de Montejo concurren en la actualidad un elevado grado de naturalidad consecuencia del manejo conservador dado en las últimas décadas y una gran cantidad de madera muerta y árboles añosos, proporcionando multitud de nichos aprovechables por la fauna saproxílica. La continuidad de estos factores desde antiguo en este monte, propiciada por su estatus de dehesa boyal, sin duda ha debido tener una influencia positiva en el mantenimiento de una rica biocenosis saproxílica (Jonsson *et al.*, 2005; Grove, 2002; Hibbert, 2010). Estos valores han propiciado el reconocimiento de este monte como bosque potencialmente importante para la conservación de la fauna saproxílica (Speight, 1989).

Sin embargo, las características del monte no son homogéneas en toda su superficie. La fisiografía y especialmente la exposición condicionan de forma clara la dominancia entre especies en cada rodal. Así, en las laderas en solana la especie dominante es el roble melojo (*Quercus pyrenaica*), mientras que en las zonas en umbría predominan el roble albar (*Quercus petraea*) y el haya (*Fagus sylvatica*) (Hernández Bermejo *et al.*, 1983). De forma análoga, a lo largo de los trabajos de campo hemos podido comprobar cómo la cantidad de madera muerta presente en el monte no era homogénea en las distintas estaciones de muestreo.

El objetivo de este capítulo es comprobar la forma en que influyen algunas características del monte, especialmente la especie arbórea dominante y la cantidad y calidad de madera muerta, en las comunidades saproxílicas que se asientan en torno a cada una de las seis estaciones de muestreo allí instaladas.

6.2 MATERIAL Y MÉTODOS

6.2.1 Similitud y distancias entre las faunas de los distintos biomas

La similitud entre las faunas encontradas en áreas con distinta especie arbórea dominante se estudió mediante los índices generados por el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013), calculándose los mismos índices ya vistos en el Capítulo 4.

El estudio de la similitud de las faunas de coleópteros saproxílicos correspondientes a las seis estaciones de muestreo se complementó con un análisis de ordenación NMDS, análogo al realizado en el Capítulo 4 para los cuatro montes.

Los resultados se han completado con un análisis PERMANOVA con objeto de comprobar si hay diferencias significativas en la composición de especies por estaciones de muestreo basándose en alguna medida de distancia, en este caso Bray-Curtis (Anderson, 2001). La significancia es calculada por permutación de los miembros del grupo, con 9999 réplicas.

Finalmente, se ha realizado un análisis SIMPER (Similarity Percentage), para evaluar qué taxones son los principales responsables de la diferencia entre grupos (Clarke, 1993). Se han identificado las especies que han aportado cada una más del 1% de diferencias entre localidades.

Los análisis NMDS, PERMANOVA y SIMPER se han implementado con PAST v 2.17 (Hammer, 2012).

6.2.2 Estimación de la cantidad de madera muerta en cada estación

La toma de datos para la estimación de la cantidad de madera muerta en las seis estaciones de muestreo del Hayedo de Montejo se realizó en la primavera de 2009. La cantidad de madera muerta se estimó de acuerdo con el protocolo propuesto por Read (2000), que se inicia con la selección y marcaje de dos transectos de 50 metros perpendiculares en su punto medio que coincide, aproximadamente, con el centro en cada estación. Sobre esos transectos se realiza un conteo y clasificación por diámetros y calidad de la madera muerta que se encuentra sobre el suelo, así como de los árboles muertos en pie o tocones cuyo centro esté a menos de dos metros del transecto (Figura 7.2). El tratamiento posterior de los datos así obtenidos permite estimar la cantidad de madera muerta presente en cada estación medida en m^3/Ha .



Figura 6.2: Conteo de madera muerta sobre transectos en una estación de muestreo del Hayedo de Montejo.

6.2.3 Estudio de la relación entre madera muerta y diversidad de fauna

Los resultados de cantidad de madera muerta de cada estación, junto con los de ejemplares, especies y familias capturados sirvieron para construir sendos gráficos de dispersión sobre los que posteriormente se agregó la línea de tendencia en formato logarítmico, ya que éste fue el que proporcionó la correlación más alta. Este análisis se implementó con Microsoft Excel 2013.

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Similitud entre faunas

Los valores aportados por EstimateS para los diferentes índices de similitud entre las faunas de distintos biomas presentes en el Hayedo de Montejo se exponen en la Tabla 6.1.

	Robledal albar	Hayedo	Melojar
Robledal albar	1	-	-
Hayedo	Jaccard Classic: 0,330 Sorensen Classic: 0,496 Chao-Jaccard-Est Abundance based: 0,917 Chao-Sorensen-Est Abundance based: 0,957	1	-
Melojar	Jaccard Classic: 0,373 Sorensen Classic: 0,544 Chao-Jaccard-Est Abundance-based: 0,934 Chao-Sorensen-Est Abundance-based: 0,966	Jaccard Classic: 0,358 Sorensen Classic: 0,527 Chao-Jaccard-Est Abundance based: 0,859 Chao-Sorensen-Est Abundance based: 0,924	1

Tabla 6.1: Valores de los índices de similitud de las faunas de coleópteros saproxílicos entre los diferentes biomas del Hayedo de Montejo. Se destacan en negrita los valores más altos para cada índice.

Como era esperable, todos los índices de similitud presentan el valor más alto cuando se compara las faunas de los dos biomas poblados mayoritariamente por especies del género *Quercus*: robledal albar y melojar. No obstante, los valores de los diferentes índices para las otras combinaciones son sólo ligeramente inferiores, lo que viene a indicar que la fauna de las áreas pobladas por hayas es también muy similar a la de los otros dos biomas.

El resultado del análisis de ordenación NMDS se muestra en la Figura 7.3. En la esquina inferior izquierda nos encontramos la estación de muestreo nº1, instalada en un rodal con el roble albar como especie dominante. Sobre ella se situaron las dos estaciones emplazadas en rodales en solana, con dominio de roble melojo (nºs 5 y 6), quedando la última cerca de la esquina superior izquierda. A continuación se encuentran las tres estaciones de muestreo situadas en el hayedo propiamente dicho, siendo la estación nº 2 la que se encuentra más cerca de las estaciones dominadas por robles, y la nº 4 la más alejada, quedando en el extremo derecho del cuadro. El estrés de la

ordenación es 0, inferior a 0,2, lo que indica aparentemente una sólida fiabilidad de la ordenación; con un porcentaje de variación explicada del 79,5311%.

Aunque las faunas de los diferentes biomas no se mezclan sobre el cuadro, su distribución tampoco permite a priori establecer grupos con características diferenciales acusadas.

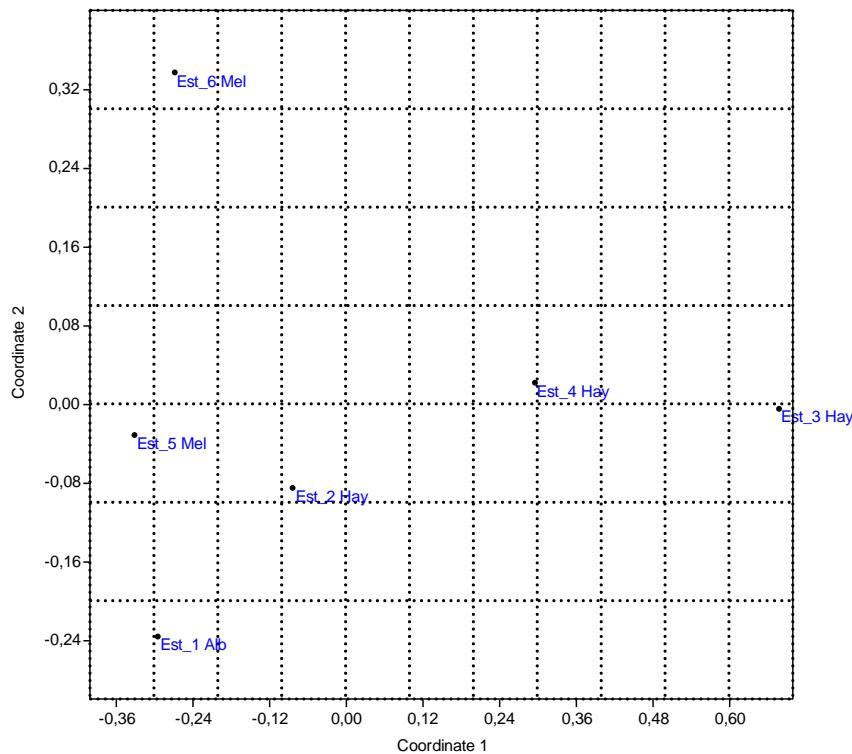


Figura 6.3: Ordenación NMDS de la fauna de las cuatro estaciones de muestreo situadas en el Hayedo de Montejo.

La Tabla 6.2 expone los valores aportados para el análisis PERMANOVA. En este caso, todos los valores de disimilitud fueron mayores que 0,05; consecuentemente no se puede considerar que las faunas colectadas en cada uno de los tres biomas sean significativamente distintas. No es descartable que, dada la proximidad filogenética entre ambos géneros, muchas especies saproxílicas pueden desarrollarse indistintamente sobre *Quercus* y *Fagus* (Dajoz, 2001; Sandström, 2003), haciendo que las especies que aparecen en un solo grupo sean muy minoritarias.

Por tanto, si la fauna es esencialmente la misma en todo el monte, las diferencias encontradas en los resultados dependerán más de otros factores que de la especie arbórea dominante en cada parte del monte.

	Robledal albar	Hayedo	Melojar
Robledal albar			
Hayedo	0,4967		
Melojar	0,665	0,1999	

Tabla 6.2: Valores de distancia entre biomas proporcionados por el análisis PERMANOVA.
 $F=1,491$; $p=1,161$.

En cualquier caso, aunque las diferencias son pequeñas entre los grupos considerados, el análisis SIMPER nos revela cuáles son las especies que inducen mayor disimilitud entre los tres biomas. La Tabla 6.3 muestra 11 las especies que han proporcionado mayor disimilitud, habiendo aportado cada una más del 1% de las diferencias encontradas entre biomas, acumulando entre ellas hasta el 69,63% de las peculiaridades observadas en todo el conjunto.

Especie	Disimilitud aportada	Contribución (%)	Acumulación (%)	Abundancia media de cada especie		
				Robledal albar	Hayedo	Melojar
<i>Xyleborus saxeseni</i> (Ratzenburg, 1837)	16,89	25,72	25,72	20	435	26,5
<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	4,929	7,504	33,22	1	87,3	6,5
<i>Anisandrus dispar</i> (Fabricius, 1792)	4,326	6,585	39,81	192	81,3	108
<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)	4,151	6,319	46,13	2	81	2
<i>Aleochara sparsa</i> Heer, 1839	3,953	6,018	52,15	108	14	2
<i>Cryptaracha undata</i> (Olivier, 1790)	3,638	5,539	57,68	2	1	70
<i>Enicmus brevicornis</i> (Mannerheim, 1844)	2,032	3,094	60,78	15	36,7	1
<i>Epuraea fuscicollis</i> (Stephens, 1832)	1,919	2,922	63,7	57	23	11
<i>Laemophloeus nobilis</i> (Fabricius, 1787)	1,396	2,125	65,83	0	28	0
<i>Taphrorychus bicolor</i> (Herbst, 1793)	1,256	1,913	67,74	0	30,7	0
<i>Atheta picipes</i> (Thomson, 1856)	1,245	1,896	69,63	38	34	25,5

Tabla 6.3: Especies que más contribuyen a la disimilitud entre faunas en los tres biomas del hayedo de Montejo, con indicación de su abundancia en cada uno de las localidades estudiadas según test SIMPER. Se remarcan en negrita los valores medios de las distintas especies allá donde son más abundantes.

Salvo *Laemophloeus nobilis* y *Taphrorychus bicolor* que se encuentran exclusivamente en las zonas pobladas mayoritariamente por hayas, el resto de especies influyentes

fueron observadas en los tres biomas, lo que corrobora que las diferencias encontradas entre sus respectivas faunas no son muy acusadas, y más cuantitativas que cualitativas.

6.3.2 Madera muerta estimada y fauna observada en cada estación de muestreo

Los resultados de las estimaciones de madera muerta realizados en las seis estaciones de muestreo localizadas en el Hayedo de Montejo se incluyen en la Tabla 6.4, acompañados de los resultados de los muestreos de fauna saproxílica referidos a familias, especies y ejemplares en cada una de las estaciones.

Hayedo de Montejo					
Ambiente	Estación	Madera estimada (m ³ /Ha)	Nº Familias capturadas	Nº Especies capturadas	Nº Ejemplares capturados
Robledal albar	1	19,50	28	82	597
Hayedo	2	154,52	34	90	645
	3	117,97	37	100	1764
	4	197,85	36	107	937
	5	18,58	30	70	344
Melajar	6	9,02	29	78	510
Conjunto	-	-	47	220	4797

Tabla 6.4: Cantidad de madera muerta y capturas en cada estación de muestreo del Hayedo de Montejo.

6.3.3 Curvas de tendencia

Los datos de madera muerta y capturas expuestos en la Tabla 7.4 se representaron sobre ejes cartesianos en forma de gráficos de dispersión, y sobre ellos se superpusieron las líneas de tendencia, en este caso logarítmicas (Figuras 6.4 a 6.6).

El ajuste a las ecuaciones es creciente en las tres gráficas, existiendo una correlación mayor conforme se eleva la categoría taxonómica: el R^2 más bajo es el correspondiente a la curva que relaciona madera muerta y número de ejemplares ($R^2=0,3457$); La correlación aumenta en la curva referida a especies ($R^2=0,7459$); y alcanza el valor más alto ($R^2=0,8323$) en la correspondiente a familias de coleópteros saproxílicos. Las curvas, junto con los puntos tenidos en cuenta para su construcción, se exponen en las Figuras 6.4 a 6.6.

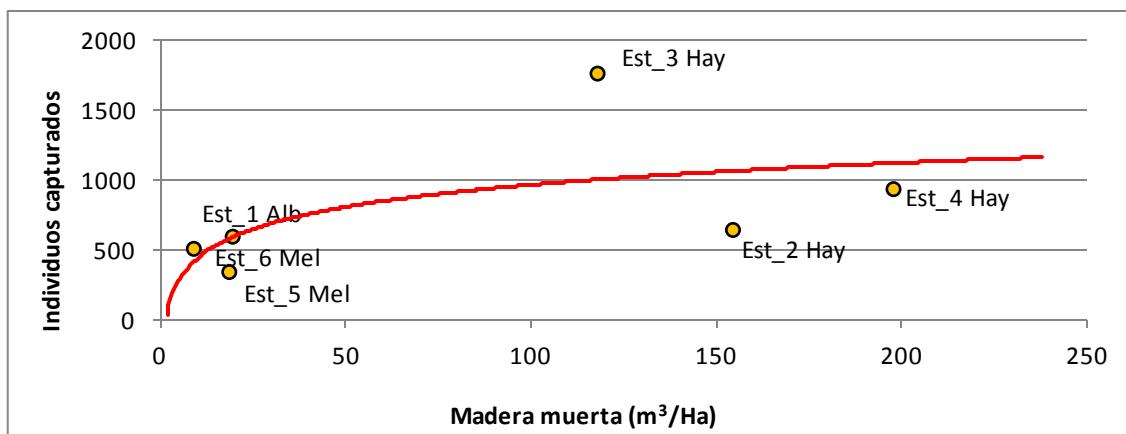


Figura 6.4: Curva de tendencia de la captura de ejemplares en función de la cantidad de madera muerta. $y = 227,91\ln(x) - 81,382$; $R^2 = 0,3457$

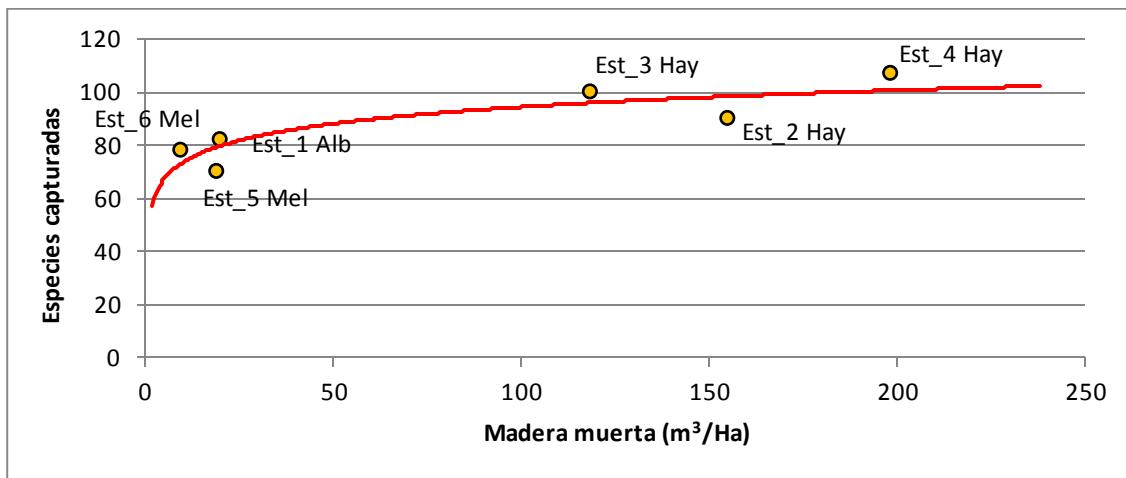


Figura 6.5: Curva de tendencia de la captura de especies en función de la cantidad de madera muerta. $y = 9,1203\ln(x) + 52,583$; $R^2 = 0,7459$

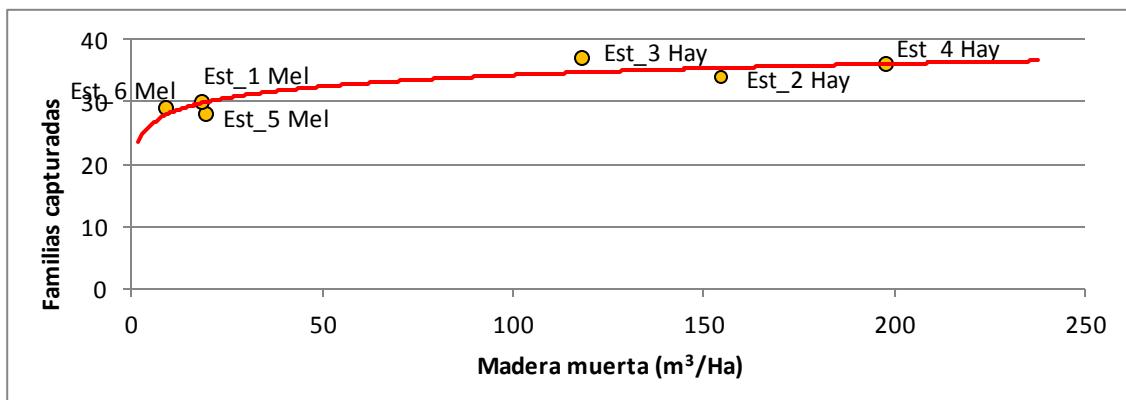


Figura 6.6: Curva de tendencia de la captura de familias en función de la cantidad de madera muerta. $y = 2,6506\ln(x) + 22,089$; $R^2 = 0,8323$

6.4 DISCUSIÓN

Son numerosos los autores que atribuyen al género *Quercus* un mayor número de especies saproxílicas asociadas que al género *Fagus* (Siitonen, 2001; Buse *et al.*, 2008; Jansson & Coskum, 2008; Vodka *et al.*, 2009). Este dato, en principio, entraría en contradicción con los resultados obtenidos en el conjunto del Hayedo de Montejo, ya que la riqueza observada en todas las estaciones dominadas por hayas ha sido sensiblemente mayor, a todos los niveles (individuos, especies y familias) que en las dominadas por robles, ya sean robles melojos o albares. Consecuentemente, la especie arbórea dominante no es el factor fundamental aquí sobre la riqueza específica de coleópteros saproxílicos, debiendo haber otras variables ambientales más influyentes en la diversidad de esta fauna.

Matikainen *et al.*, 2000 estudian la influencia en la diversidad de especies de coleópteros forestales de numerosas variables ambientales relacionadas con la cantidad de madera muerta en diferentes tipos de bosques de piceas (*Picea abies* (L.) Karsten) en Finlandia, encontrando que la correlación es muy baja en el caso de las especies no saproxílicas.

En contraste, la correlación positiva entre la mayoría de las variables relacionadas con la cantidad de madera muerta y la riqueza de especies de coleópteros saproxílicos fue mucho más significativa, siendo el volumen total de madera muerta la variable con la correlación más alta. Según estos autores, la relación entre el número total de especies saproxílicas (γ) y la cantidad total de madera muerta (VDeadTot) está regida por la función: $\gamma = 18,3 + 31,8 * \log(VDeadTot + 1)$ (Figura 6.7).

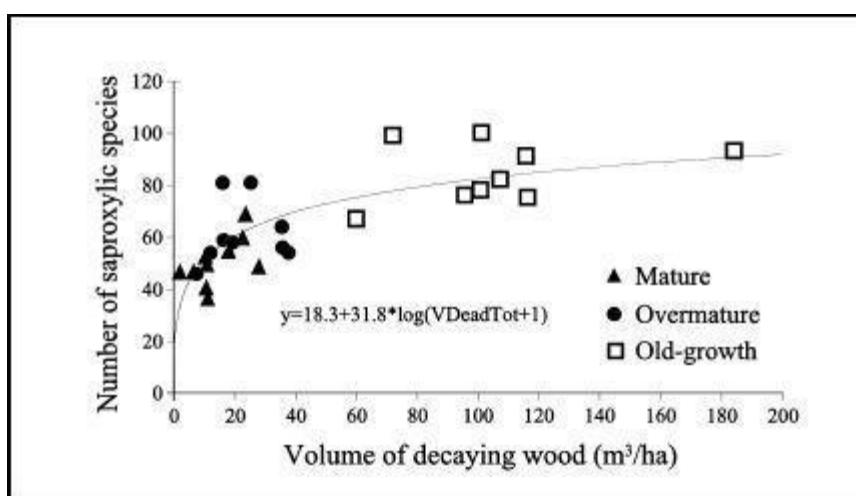


Figura 6.7: Relación entre el volumen de madera muerta y el número de especies saproxílicas.
Tomado de Martikainen *et al.*, 2000.

La correlación entre madera muerta y variedad de fauna saproxílica ha sido corroborada posteriormente por numerosos autores (Siitonen, 2001; Lassauce *et al.*, 2011). Por otra parte, una mayor cantidad de madera muerta usualmente implicará un mayor número de diferentes tipos de madera (combinaciones de diferentes especies de árboles, diferentes clases diamétricas, diferente grado de degradación, etc.), que ofrecen un abanico más amplio de nichos aprovechables por las especies saproxílicas (Grove, 2002; Sandström, 2003), incidiendo también en su diversidad. Finalmente, se ha hecho evidente que la influencia en la biodiversidad de la cantidad de madera muerta, está condicionada por su continuidad en el tiempo y su conectividad en el espacio (Samuelsson, 1994; Mason *et al.*, 2003; Méndez Iglesias, 2014).

La diferente cantidad de madera muerta presente en cada una de las estaciones de muestreo en el Hayedo de Montejo explicaría, en buena medida, los resultados de los muestreos. Las estaciones dominadas por haya no sólo contaban con una mayor cantidad total de madera (Tabla 7.3), sino que además ésta se encontraba distribuida en diferentes clases diamétricas, incluidos árboles de tamaño apreciable, caídos o en pie. De forma análoga, mientras en las estaciones con presencia dominante de robles la madera muerta contabilizada pertenecía a las Clases I y II de las definidas por Stevens (1997), en las estaciones dominadas por hayas aparecía madera de casi todas las categorías, ampliando la diversidad de nichos disponibles para la fauna con requerimientos más específicos ((Siitonen, 2001; Grove, 2002, Lassauce *et al.*, 2011)).

Por otra parte, la relación entre madera y número de ejemplares capturados (Figura 7.4) es la que presenta una mayor dispersión de los datos, por lo que debe ser interpretada con mucha precaución al ser la correlación entre las dos variables muy baja ($R^2=0,3457$). Así, como ejemplo, se observa en la estación nº3 un importante sesgo positivo que se debe al gran número de capturas realizadas por una de las trampas de ventana, colocada en este caso sobre un tronco muerto en pie de haya que reunía condiciones óptimas para el desarrollo de *Xyleborinus saxeseni* (Ratzeburg, 1834) (Escolitinae), del que fueron colectados 1.067 ejemplares. Esto demuestra que la cantidad de ejemplares muestreados, además de depender de la cantidad de madera muerta, también se puede ver fuertemente influenciada por la calidad. Descontando este dato, la correlación sube sensiblemente ($R^2=0,5967$).

En cualquier caso, la fiabilidad de las curvas de ajuste debe ser interpretada siempre con precaución ya que en la abundancia de fauna pueden intervenir muchas otras variables ecológicas, aunque con correlación más débil (Martikainen *et al.*, 2000). Otro factor que puede alterar los resultados de este tipo de estudios, incidiendo negativamente en el ajuste de las curvas, es la capacidad de vuelo de las diferentes especies, posiblemente mayor que la distancia entre estaciones de muestreo. Así, algunas especies colectadas en estaciones con menor cantidad de madera podrían haber llegado desde áreas circundantes con más recursos disponibles. A pequeña escala (centenares de metros) el

estudio puede verse afectado por la capacidad de desplazamiento de los insectos, que puede ser mayor que la distancia que separa a las estaciones de muestreo (Jonsson, 2002; Jonsson, 2003; Ranius, 2006; Rink & Sinsch, 2006).

La importancia dada al dato de cantidad de madera muerta presente en el monte es creciente, lo que ha impulsado su inclusión obligada en los inventarios forestales de algunos países, inicialmente en los del norte de Europa, extendiéndose rápidamente esta práctica a otros países e incluso a gestores privados (Ståhl *et al.*, 2001).

Dado que buena parte de los organismos saproxílicos son muy específicos en cuanto a sus requerimientos, el efecto de la diversidad de hábitats es de vital importancia para la riqueza de especies en una estación concreta (Jonsson & Kruys 2001; Grove, 2002). Secundariamente, el incremento de la cantidad de madera, aún cuando no implica el incremento de clases de madera muerta, puede incrementar la riqueza local de especies al disminuir el riesgo de extinción local (Siitonen, 2001; Grove, 2002; Jonsson *et al.*, 2005). Por otra parte, una gran cantidad de madera muerta en un lugar dado aumenta la disponibilidad de potenciales árboles hospedantes para especies con requerimientos muy concretos, posibilitando su continuidad espaciotemporal (Harrison & Fahrig, 1995).

Queda claro que cuanta más madera muerta queda en el monte más oportunidades se dan a la fauna saproxílica para asegurar su persistencia, pero en no pocas ocasiones esto entra en conflicto con la vocación productiva del monte. De acuerdo con estas premisas, la moderna silvicultura propugna modelos de gestión de los bosques manejados que tienden a dejar cada vez más madera muerta en el bosque en aras a favorecer una mayor biodiversidad (Davies *et al.*, 2006; Gustafsson *et al.*, 2012). Sin embargo no está clara, por el momento, la cantidad de madera muerta que sería conveniente preservar a disposición de la fauna saproxílica en cada tipo de monte para garantizar su persistencia en el tiempo (Jonsson *et al.*, 2005; Gustafsson *et al.*, 2012; Méndez Iglesias, 2014).

En montes cuya vocación principal es la producción maderera, la conservación de una cantidad elevada de madera muerta puede entrar en contradicción con el objetivo productivo, siendo necesario determinar unas cantidades mínimas que garanticen la persistencia de una fracción adecuada de la fauna saproxílica. En el resto de casos, la presencia de madera muerta en el monte, siempre que se haga compatible con las medidas de prevención de incendios forestales, no debería suponer ningún inconveniente, debiendo quedar garantizada una cantidad y diversidad suficiente de madera muerta a disposición de los organismos saproxílicos que permita su persistencia a largo plazo.

En este sentido puede ser de gran interés la elaboración de curvas que, para cada tipo de monte, relacionen la cantidad de madera muerta y la diversidad de especies saproxílicas

presentes o potenciales. En el caso del Hayedo de Montejo es fácil deducir que pequeños aumentos en la cantidad de madera en aquellas estaciones que se encuentran en la parte izquierda de la curva pueden producir un buen rendimiento en lo que se refiere a aumento de especies saproxílicas. Así, en el caso de este monte sería deseable alcanzar un mínimo de 40 toneladas por hectárea para propiciar las condiciones adecuadas para garantizar la presencia de un buen complejo saproxílico en toda su superficie.

CAPÍTULO 7

COMPARACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DE LOS TRES SISTEMAS DE MUESTREO EMPLEADOS

7.1 INTRODUCCIÓN

Los coleópteros saproxílicos son taxonómicamente muy diversos y ocupan un gran abanico de nichos sobre la madera en descomposición. Muchos de ellos tienen una capacidad de dispersión muy baja (Thomas, 2000; Ranius & Hedin, 2001; Ewers & Didham, 2006); otros son de pequeño tamaño y coloración críptica (Bouget *et al.*, 2008), o están inexorablemente ligados a micro hábitats muy concretos en la madera degradada (Dajoz, 1980; Marcos-García *et al.*, 2010). Esto hace que sea recomendable una combinación de distintos métodos de captura para obtener una caracterización detallada de las comunidades saproxílicas (Martikainen & Kouki, 2003; Ozanne, 2005; Alinvi *et al.*, 2007; Quinto *et al.*, 2013).

En cualquier caso, el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar el 95% de la fauna de un lugar es desproporcionado, tanto por el número de estaciones de muestreo que habría que instalar como por el número de individuos que sería necesario capturar, ya que conforme se va completando el inventario la posibilidad de colectar las especies que faltan es cada vez menor y por tanto el esfuerzo de muestreo necesario es cada vez más elevado (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Consecuentemente, hay que llegar a un compromiso entre el esfuerzo que se puede realizar en el proceso de inventario y la exhaustividad con que se quiere registrar la fauna. En este proceso nos puede ayudar el conocimiento sobre la eficiencia relativa de cada tipo de trampa y su capacidad para capturar, con mayor eficacia que otras, un espectro complementario de las especies objetivo (Barbalat, 1995).

La elección de una técnica estandarizada de muestreo es crucial no solo para obtener inventarios más exhaustivos; también para recopilar información sobre el estatus de las diferentes especies (Bouget & Brustel, 2009; Sverdrup-Thygeson & Birkemoe, 2009); interacciones entre especies (Quinto *et al.*, 2012); requerimientos ecológicos o fenología (Ranius & Jansson, 2002; Hyvärinen *et al.*, 2006; Alinvi *et al.*, 2007; Gouix & Brustel, 2011) y, en general, desarrollar estudios que permitan un manejo de las áreas forestales respetuoso con las comunidades saproxílicas.

De forma análoga, la estandarización de las técnicas de muestreo es esencial para comparar riqueza de especies y patrones de abundancia entre diferentes estudios y localidades (Larsen & Forsyth, 2005).

Hasta el presente, se han realizado algunos estudios sobre efectividad de métodos de captura para numerosas familias o especies concretas de coleópteros saproxílicos en el norte y centro de Europa y en Norteamérica (Økland, 1996; Groot & Nott, 2001; Ranius & Jansson, 2002; Martikainen & Kalia, 2004; Sirami *et al.*, 2008; Bouget *et al.*, 2009; Gouix & Brustel, 2011), pero son muy escasos los estudios centrados en las áreas más meridionales del continente (Jansson & Coskum, 2008; Quinto *et al.*, 2013) que, paradójicamente, pasan por ser las regiones más ricas en especies (Nieto & Alexander, 2010).

El primer objetivo de este capítulo es evaluar y comparar la efectividad, a nivel de ejemplares, especies y familias, de los tres métodos de captura utilizados en los muestreos: trampa de ventana, trampa de embudos y trampa aérea con cebo oloroso. Un

segundo objetivo es evaluar la efectividad potencial de cada tipo de trampa. El tercer objetivo es detectar posibles diferencias entre esos tres métodos de muestreo en la captura de especies con diferentes hábitos tróficos, diferenciando seis tipos: xilófagos, depredadores, necrófagos, micófagos, saprófagos y especies con régimen mixto. Finalmente, se ha estudiado el grado de complementariedad de los distintos tipos de trampas.

7.2 MATERIAL Y MÉTODOS

7.2.1 Estimaciones de la riqueza de fauna capturable por cada tipo de dispositivo de muestreo

Se han elaborado las curvas de acumulación de especies para cada tipo de dispositivo de captura en cada localidad y en el conjunto. Todas las curvas de acumulación de especies elaboradas mostraron cierta estabilización al aumentar el esfuerzo de muestreo, y aunque en ningún caso se alcanzó la asíntota horizontal, la pendiente al final fue siempre inferior al 0,1% (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). El ajuste de los datos a la ecuación de Clench, utilizando el número de individuos capturados en el eje de abscisas, mostró en todos los casos un coeficiente de determinación superior al 99%.

El esfuerzo de muestreo con trampas aéreas es doble del realizado con trampas de ventana (cuatro trampas frente a dos en cada estación de muestreo) y éste es doble del realizado con trampas de embudos (dos trampas por estación frente a sólo una).

La riqueza de fauna potencialmente capturable por cada tipo de trampa en cada localidad y en el conjunto se han obtenido mediante el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

7.2.2 Eficacia de cada dispositivo de muestreo

El grado de eficacia de cada método de muestreo en cada una de las localidades se calculó como el porcentaje de especies observadas en relación con el número de especies predichas obtenido con el estimador Chao1 usando EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013) en la modalidad ‘*Individual-based*’ para cada tipo de dispositivo. De forma análoga se procedió para el conjunto de las cuatro localidades.

7.2.3 Similitud entre faunas recolectadas por cada tipo de dispositivo de captura

Los índices de similitud entre las faunas colectadas por los diferentes procedimientos de muestreo, en cada localidad y en el conjunto, se calcularon de forma análoga a lo dicho en el Capítulo 4 para la similitud entre tipos de bosque.

Para detectar diferencias entre métodos de muestreo, la distribución de especies en cada localidad se sometió a un análisis NMDS (Holland, 2008; Hammer, 2012). Estos resultados se han completado con un análisis PERMANOVA con objeto de comprobar si hay diferencias significativas en la composición de especies por tipo de trampa en que han sido capturadas basándose en una medida de distancia, en este caso Bray-Curtis (Anderson, 2001). La significancia es calculada por permutación de los miembros del

grupo, con 9999 réplicas. Los dos análisis se han realizado con el programa Past v. 2.17 (Hammer *et al.*, 2001).

7.2.4 Comparación de la eficacia de cada tipo de trampa en la captura de especies según hábitos tróficos

Para estudiar la eficiencia en la recolección de especies de los tres dispositivos de captura empleados en los muestreos, según preferencias tróficas, primero se procedió a clasificar las especies capturadas de acuerdo con los estudios previos (Schlaghamerský, 2000; Pérez moreno & Moreno Grijalba, 2009; Quinto *et al.*, 2013; y bibliografía especializada citada en el capítulo correspondiente).

La asociación entre dispositivos de captura y tipos tróficos se examinó, para cada localidad, mediante un test Chi cuadrado (Pearson, 1900) para un nivel de confianza del 95% elaborado con STATGRAPHICS Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc., 2009).

7.2.5 Complementariedad entre dispositivos de captura

El índice de complementariedad entre dispositivos de captura se calculó según lo descrito en el Capítulo 4 para complementariedad de la fauna según tipos de bosque. El estudio se complementó mediante diagramas de Venn que se pudieron elaborar con el paquete VennDiagram para R-Project (Chen & Boutros, 2011).

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Capturas de ejemplares/especies/familias en cada método de muestreo

Fueron capturados un total de 9.900 ejemplares de coleópteros, pertenecientes a 357 especies saproxílicas, encuadradas en 53 familias. En la Tabla 7.1 se presenta un resumen de las capturas realizadas por cada método de muestreo en cada una de las localidades y en el conjunto.

		Trampa aérea olorosa		Trampa de ventana		Trampa de embudos		Total
Dehesa de Somosierra	Ejemplares	2091	85,10%	267	10,86%	99	4,02%	2457
	Especies	51	46,78%	74	67,88%	38	34,87%	109
	Familias	22	59,45%	34	91,89%	20	54,05%	37
Hayedo de Montejo	Ejemplares	1762	36,73%	2812	58,61%	223	4,64%	4797
	Especies	100	45,45%	161	73,18%	73	33,18%	220
	Familias	30	63,82%	44	93,61%	30	63,82%	47
Dehesa de Madarcos	Ejemplares	178	22,82%	522	66,92%	80	10,25%	780
	Especies	32	27,58%	98	84,48%	24	20,68%	116
	Familias	17	50,00%	33	97,05%	15	44,11%	34
Pinar de La Maleza	Ejemplares	315	16,70%	1494	79,21%	57	3,02%	1886
	Especies	48	41,73%	87	75,65%	31	26,95%	115
	Familias	20	58,82%	30	88,23%	17	50%	34
Conjunto	Ejemplares	4346	43,89%	5095	51,46%	459	4,63%	9900
	Especies	152	42,57%	293	83,13%	132	36,97%	357
	Familias	37	69,81%	52	98,11%	38	71,69%	53

Tabla 7.1: Resumen de capturas realizadas por cada tipo de trampa en cada localidad y en el conjunto de las cuatro localidades estudiadas. Los porcentajes se calculan respecto del total de ejemplares, especies o familias capturados en cada localidad (primera columna por la derecha).

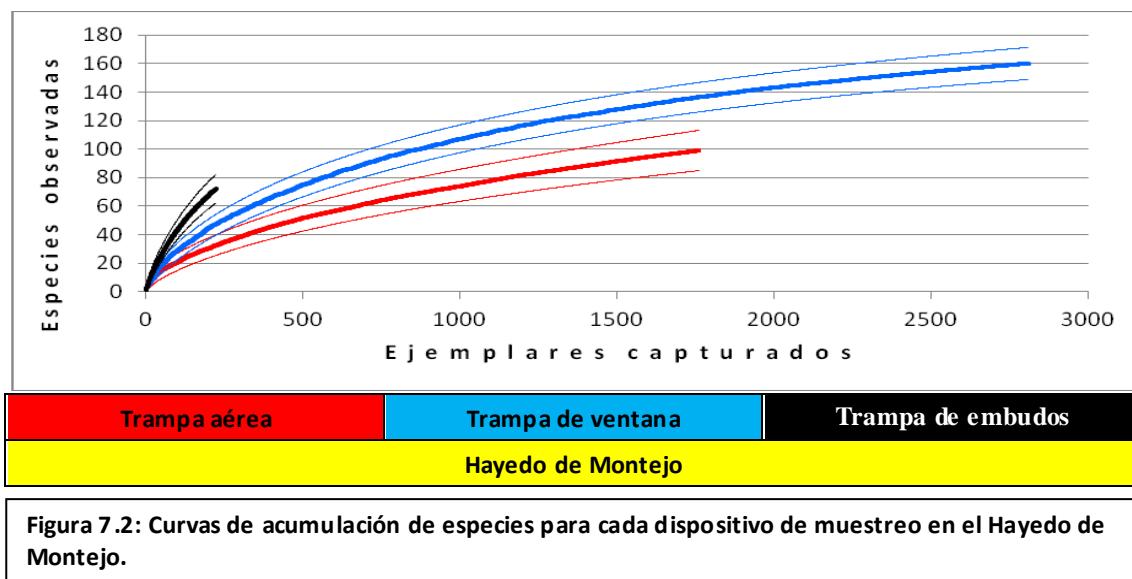
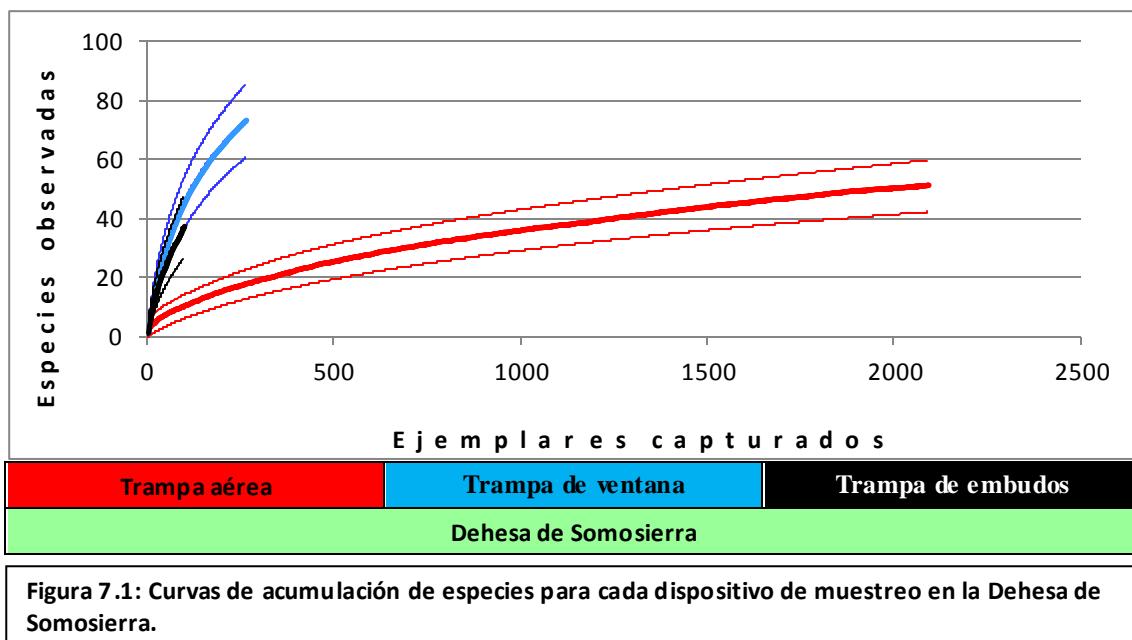
Por lo que se refiere al número de ejemplares, en el conjunto y en tres de los cuatro montes, el método más efectivo fue la trampa de ventana, que como media acaparó más del 51% de capturas, sólo superado por la trampa aérea en la Dehesa de Somosierra, donde este método de muestreo reportó más del 83% del total de ejemplares capturados en esa localidad. En contraposición, el método de muestreo menos efectivo en el conjunto y en las cuatro localidades fue la trampa de embudos, que atrapó entre el 3 y el 10% de ejemplares capturados en cada localidad.

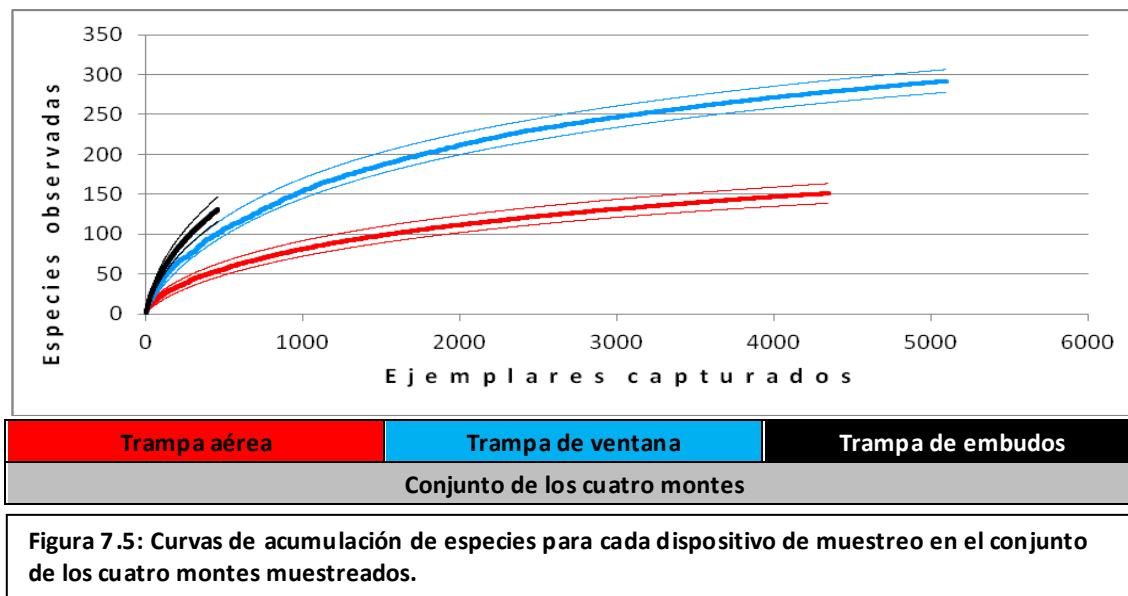
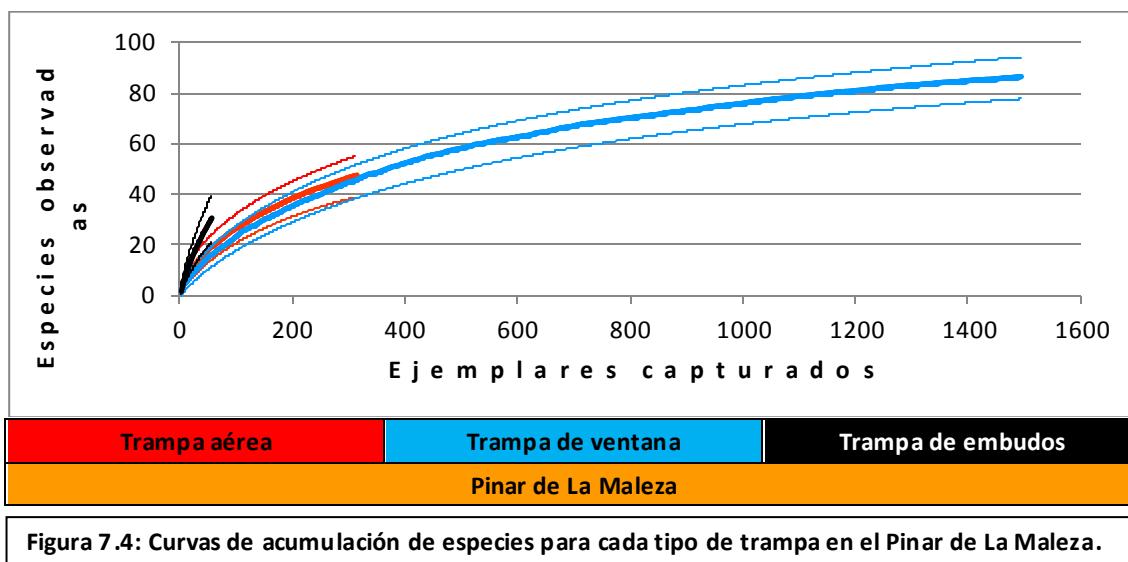
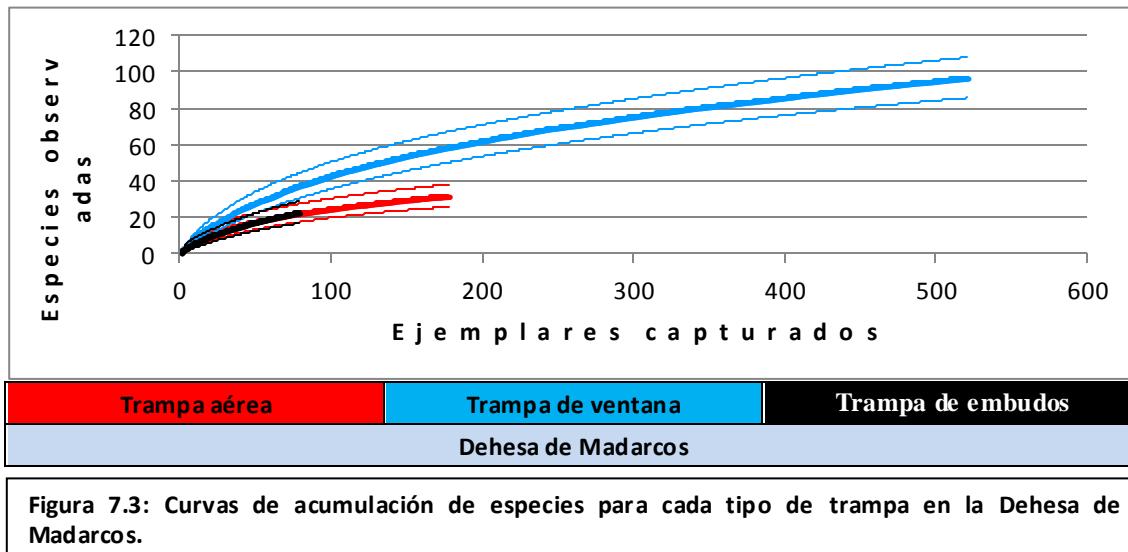
En cuanto a número de especies, vuelve a ser la trampa de ventana el procedimiento más efectivo, capturando entre el 67 y el 84% del total (Dehesa de Somosierra y Dehesa de Madarcos respectivamente), seguido de la trampa aérea, siendo de nuevo la trampa de embudos la que menos especies capturó en todos los casos.

Finalmente, por lo que se refiere a la efectividad en la recolección de familias, fue de nuevo la trampa de ventana el método más efectivo en los cuatro montes, presentando trampa aérea y trampa de embudos resultados parecidos.

7.3.2 Curvas de acumulación de especies para cada estación de muestreo

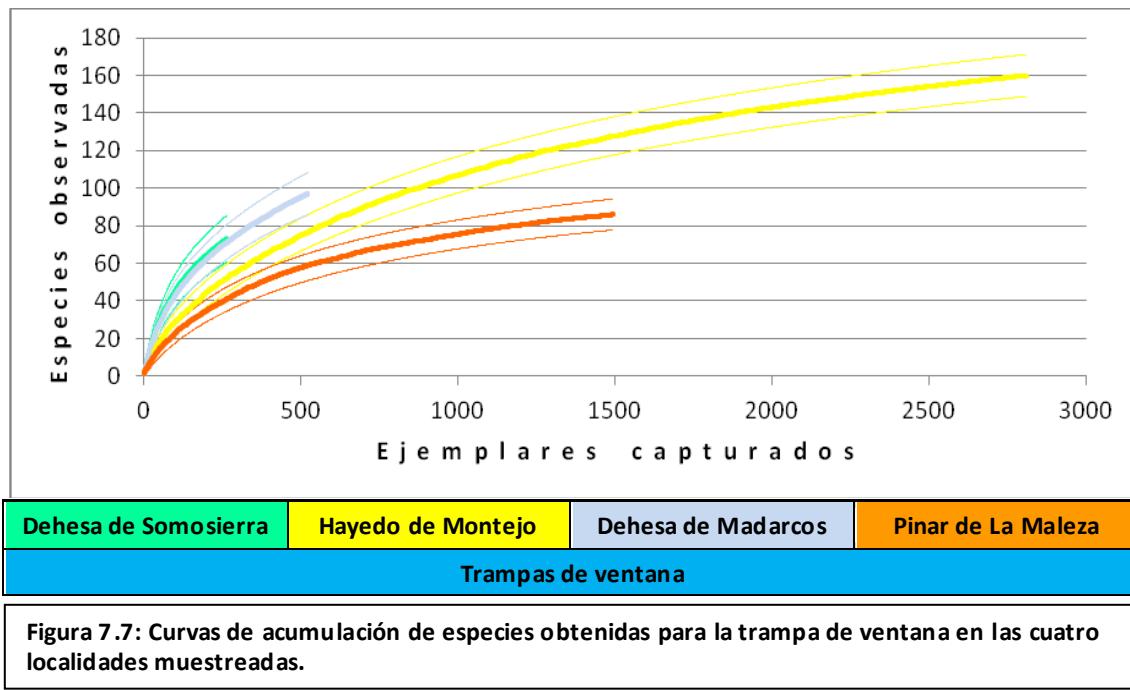
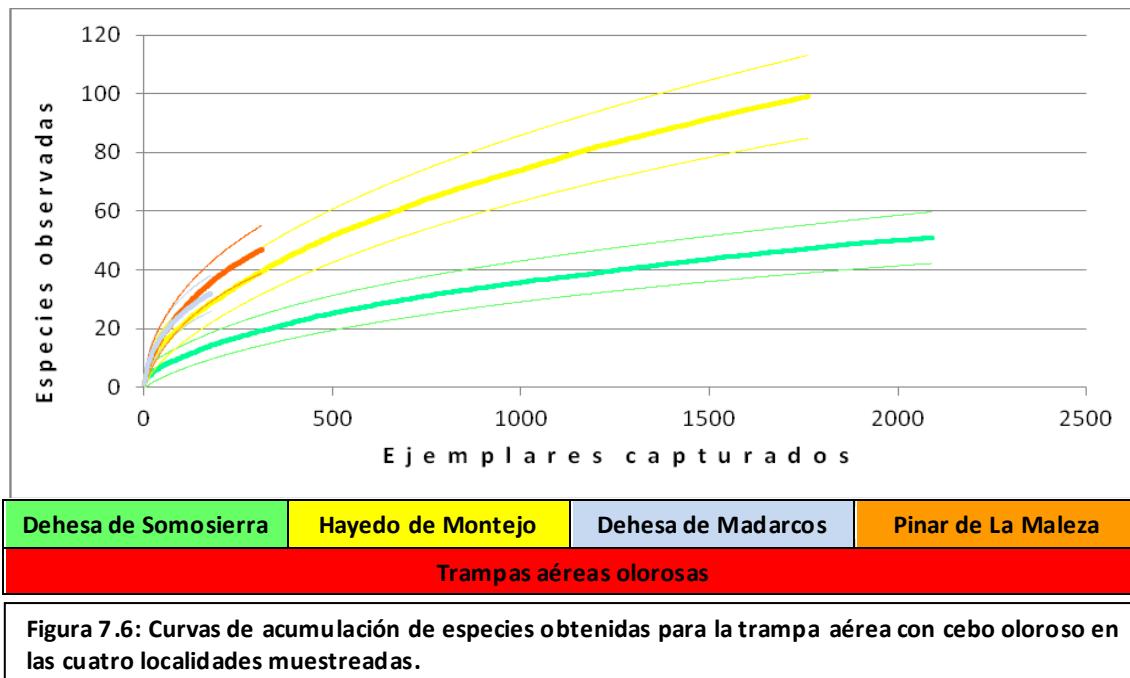
En las Figuras 7.1 a 7.5 se representan las curvas de acumulación de especies obtenidas para cada uno de los tres tipos de dispositivos de muestreo en cada localidad y en el conjunto, con intervalos de confianza del 95%. Las curvas de acumulación de especies correspondientes a trampas de ventana y aéreas tienen un comportamiento parecido en las cuatro localidades, con la curva correspondiente al primer método normalmente por encima de la otra. Las curvas correspondientes a trampas de embudos tienen, como norma general, una pendiente inicial muy acusada para declinar muy pronto, alcanzando su asymptota, en algunos casos, por encima de la curva correspondiente a trampas aéreas según predice el estimador Chao 1 (Tabla 7.2).

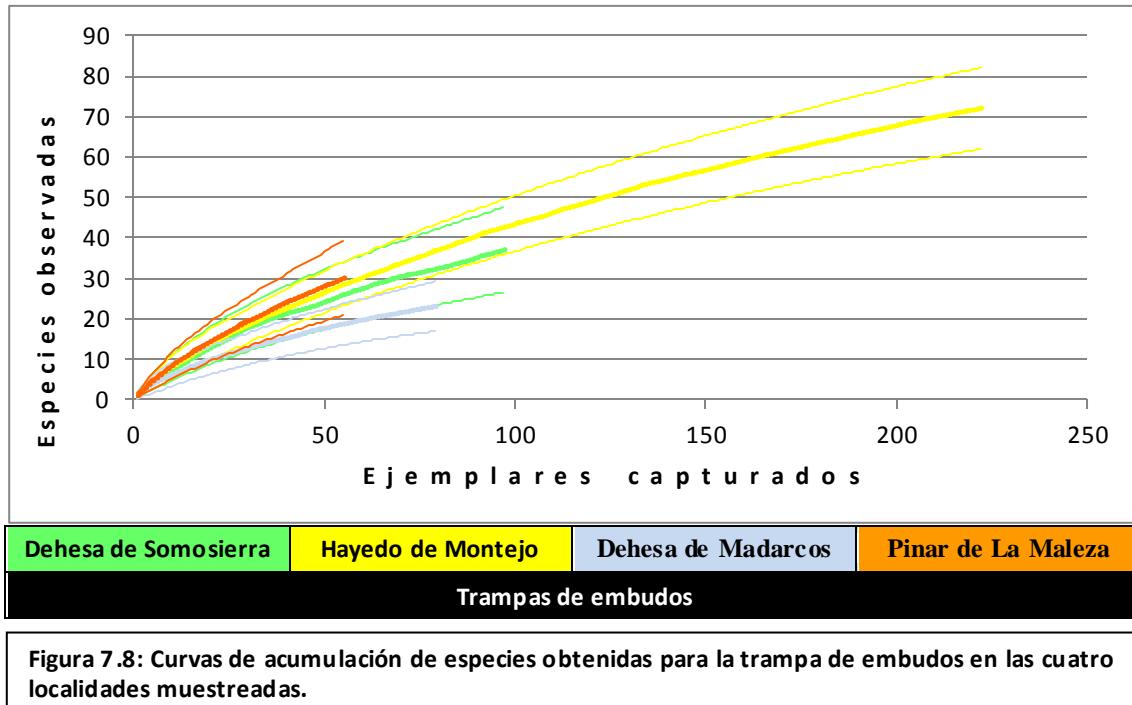




7.3.3 Curvas de acumulación de especies para cada tipo de trampa

De forma análoga, se puede hacer la comparación de los resultados obtenidos por cada tipo de dispositivo de captura en las cuatro localidades, lo que permite comprobar si ha habido diferencias en la efectividad en cada una de ellas. Las curvas de rarefacción, con intervalos de confianza del 95% se presentan en las Figuras 7.6 a 7.8.





Debe tenerse en cuenta que en la Dehesa de Somosierra y en el Hayedo de Montejo se colocaron seis estaciones de muestreo por sólo tres en la Dehesa de Madarcos y el Pinar de La Maleza.

Las gráficas revelan que la trampas de embudos son las que muestran un comportamiento más homogéneo en las distintas localidades (curvas que casi se solapan), mientras que en las correspondientes a los otros dos tipos de dispositivos de muestreo se observa una relativamente mayor dispersión en los datos.

7.3.4 Efectividad potencial de cada método de muestreo

En las Tabla 7.2 se presenta un resumen de la efectividad potencial de cada tipo de trampa.

		Especies Colectadas	Riqueza específica estimada (Chao I)	Efectividad potencial (%)
Dehesa de Somosierra	Trampa aérea olorosa	51	79,09	45,96
	Trampa de ventana	74	148,14	86,18
	Trampa de embudos	38	120,46	70,01
	Total	109	172,05	100
Hayedo de Montejo	Trampa aérea olorosa	100	196,94	66,61
	Trampa de ventana	161	199,18	67,36
	Trampa de embudos	73	110,82	37,48
	Total	220	295,66	100
Dehesa de Madarcos	Trampa aérea olorosa	32	42,93	25,11
	Trampa de ventana	98	142,46	83,34
	Trampa de embudos	24	35,83	20,96
	Total	116	170,93	100
Pinar de La Maleza	Trampa aérea olorosa	48	70,25	49,33
	Trampa de ventana	87	106,29	74,65
	Trampa de embudos	31	86,70	60,89
	Total	115	142,38	100
Conjunto de los cuatro montes	Trampa aérea olorosa	152	201,98	48,49
	Trampa de ventana	293	355,85	85,44
	Trampa de embudos	132	243,70	58,51
	Total	357	416,49	100

Tabla 7.2: Efectividad potencial de cada dispositivo de captura en cada uno de los cuatro montes y en el conjunto.

Los tres métodos de muestreo mostraron un aceptable grado de efectividad a nivel de especies. El dispositivo de muestreo más efectivo en la colecta de especies es la trampa de ventana, que ha proporcionado hasta el 85% del total de especies potencialmente capturables (máximo 86% en la Dehesa de Somosierra y mínimo 67% en el Hayedo de Montejo).

Le sigue en efectividad la trampa de embudos con una media de especies recolectadas superior al 58% de las potencialmente capturables (mínimo 20% en la Dehesa de Madarcos y máximo 70% en la Dehesa de Somosierra).

Finalmente, las trampas aéreas con cebo oloroso, son las que han mostrado una menor efectividad, llegando a capturar sólo el 48% de las especies potencialmente capturables, mostrándose más efectivas en el Hayedo de Montejo (66%) y siendo su efectividad mínima en la Dehesa de Madarcos (26%), y eso a pesar de haber sido objeto de un esfuerzo de muestreo mayor que en los otros dos casos.

7.3.5 Similitud entre las faunas colectadas por cada tipo de trampa

Se han calculado los diferentes índices de similitud entre las faunas capturadas por cada uno de los tipos de dispositivos empleados en los muestreos, siendo los resultados los que se exponen en las Tablas 7.3 a 7.7.

Los resultados de los diferentes índices no han sido homogéneos, ni dentro de cada localidad ni entre ellas. Como norma general la similaridad más alta se encuentra entre las faunas colectadas por trampas de embudos y trampas de ventana. Este lo que señalan todos los índices para el conjunto de los cuatro montes y para la Dehesa de Madarcos. También apuntan esto parte de los índices en el Pinar de La Maleza y en el Hayedo de Montejo. En contraposición, en la Dehesa de Somosierra los índices apuntan a una mayor similaridad entre las faunas colectadas con trampas de ventana y trampas aéreas con cebo oloroso.

Dehesa de Somosierra		
	Trampa aérea olorosa	Trampa de ventana
Trampa de ventana	Jaccard Classic: 0,250 Sorensen Classic: 0,400 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,908 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,952	1
Trampa de embudos	Jaccard Classic: 0,166 Sorensen Classic: 0,284 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,482 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,650	Jaccard Classic: 0,204 Sorensen Classic: 0,339 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,470 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,640

Tabla 7.3: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en la Dehesa de Somosierra.

Hayedo de Montejo		
	Trampa aérea olorosa	Trampa de ventana
Trampa de ventana	Jaccard Classic: 0,266 Sorensen Classic: 0,421 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,890 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,942	1
Trampa de embudos	Jaccard Classic: 0,235 Sorensen Classic: 0,381 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,492 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,660	Jaccard Classic: 0,300 Sorensen Classic: 0,461 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,828 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,906

Tabla 7.4: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en el Hayedo de Montejo.

Dehesa de Madarcos		
	Trampa aérea olorosa	Trampa de ventana
Trampa de ventana	Jaccard Classic: 0,150 Sorensen Classic: 0,261 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,346 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,514	1
Trampa de embudos	Jaccard Classic: 0,120 Sorensen Classic: 0,214 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,089 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,164	Jaccard Classic: 0,184 Sorensen Classic: 0,311 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,569 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,725

Tabla 7.5: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en la Dehesa de Madarcos.

Pinar de La Maleza		
	Trampa aérea olorosa	Trampa de ventana
Trampa de ventana	Jaccard Classic: 0,227 Sorensen Classic: 0,370 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,456 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,626	1
Trampa de embudos	Jaccard Classic: 0,274 Sorensen Classic: 0,430 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,226 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,369	Jaccard Classic: 0,268 Sorensen Classic: 0,423 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,889 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,941

Tabla 7.6: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en el Pinar de La Maleza.

Conjunto de los cuatro montes		
	Trampa aérea olorosa	Trampa de ventana
Trampa de ventana	Jaccard Classic: 0,304 Sorensen Classic: 0,467 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,878 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,935	1
Trampa de embudos	Jaccard Classic: 0,314 Sorensen Classic: 0,478 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,409 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,381	Jaccard Classic: 0,344 Sorensen Classic: 0,512 Chao-Jaccard-Est Abund.-based: 0,896 Chao-Sorensen-Est Abund.-based: 0,945

Tabla 7.7: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo para el conjunto de los cuatro montes incluidos en el estudio.

7.3.6 Resultados de las ordenaciones NMDS

El estrés en el análisis NMDS para la Dehesa de Somosierra fue de 0,1543, menor que 0,2, indicando una sólida fiabilidad en la ordenación, con un porcentaje de variación explicada del 53,28%. El análisis revela que las faunas colectadas por las trampas aéreas en las seis estaciones de muestreo forman un primer grupo con muy poca distancia entre ellas. A continuación, a bastante distancia, se encuentran mezcladas las faunas colectadas por trampas de ventana y trampas de embudos, ocupando las últimas las partes inferiores y superiores del cuadro (Figura 7.9).

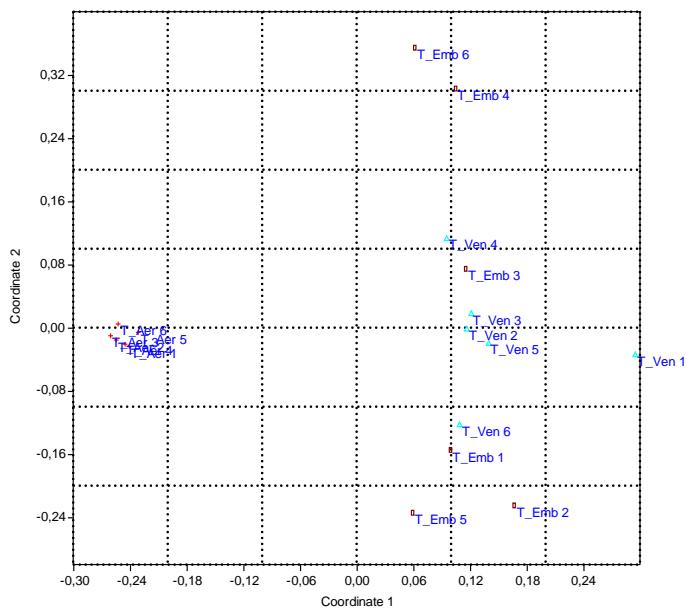


Figura 7.9: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las seis estaciones de muestreo situadas en la Dehesa de Somosierra. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1543.

Los resultados del análisis PERMANOVA indicaron que la fauna de coleópteros saproxílicos colectada por trampas aéreas con cebo oloroso en la Dehesa de Somosierra es significativamente diferente de las colectadas por trampas de ventana y trampas de embudos, sin que se pueda afirmar que éstas son diferentes entre sí. La Tabla 7.8 expone los resultados de distancia entre faunas colectadas por distintos tipos de trampas en la Dehesa de Somosierra aportados por el análisis PERMANOVA.

Dehesa de Somosierra			
	Trampa aérea	Trampa de Ventana	Trampa de Embudos
Trampa aérea	1		
Trampa de Ventana	0,0027	1	
Trampa de Embudos	0,0019	0,0311	1

Tabla 7.8: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en la Dehesa de Somosierra proporcionados por el análisis PERMANOVA. F=5,411. p=0,0001.

Por lo que se refiere al Hayedo de Montejo, el estrés del análisis NMDS fue de 0,1433, menor que 0,2, indicando una sólida fiabilidad en la ordenación, con un porcentaje de variación explicada del 60,88%. De nuevo, el análisis revela que las faunas colectadas por las trampas aéreas en las seis estaciones de muestreo forman grupo compacto cerca del margen izquierdo del cuadro. Las faunas correspondientes a trampas de ventana y trampas de embudos se encuentran junto al margen derecho del cuadro, pero en este caso sin mezclarse, ocupando las primeras la parte más baja (Figura 10).

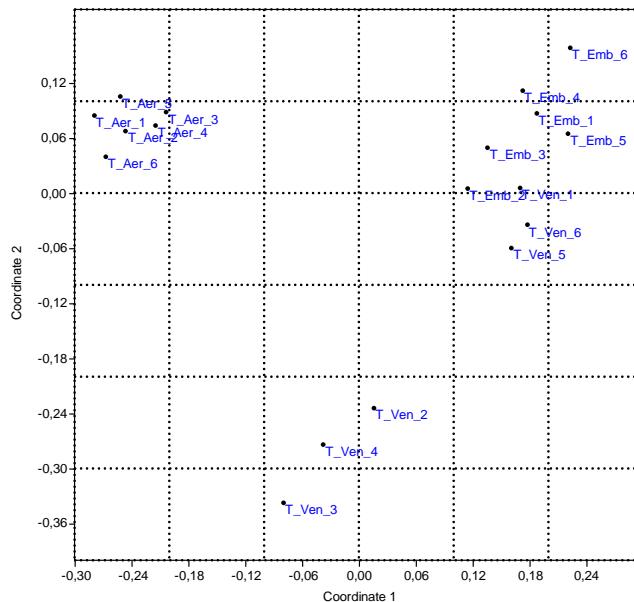


Figura 7.10: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las seis estaciones de muestreo situadas en el Hayedo de Montejo. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1433.

El análisis PERMANOVA ratifica que la fauna de coleópteros saproxílicos colectada por trampas aéreas con cebo oloroso en el Hayedo de Montejo es significativamente diferente de las colectadas por trampas de ventana y trampas de embudos. A su vez, estas dos últimas faunas también serían distintas entre sí. La Tabla 7.9 expone los resultados de distancia entre faunas por tipo de trampa en el Hayedo de Montejo proporcionados por el análisis PERMANOVA.

Hayedo de Montejo			
	Trampa aérea	Trampa de Ventana	Trampa de Embudos
Trampa aérea	1		
Trampa de Ventana	0,0027	1	
Trampa de Embudos	0,0019	0,0033	1

Tabla 7.9: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en el Hayedo de Montejo proporcionados por el análisis PERMANOVA. F=5,221. p=0,0001.

El estrés del análisis NMDS para la Dehesa de Madarcos fue de 0,1162, menor que 0,2, indicando una sólida fiabilidad en la ordenación, con un porcentaje de variación explicada del 45,41%. El análisis muestra que las faunas colectadas por las trampas aéreas en las tres estaciones de muestreo colocadas en este monte forman un primer grupo cerca del margen izquierdo del cuadro. A continuación se sitúan las faunas colectadas por trampas de ventana, y finalmente, cerca de las esquina superior derecha, las faunas atrapadas con trampas de embudos (Figura 7.11).

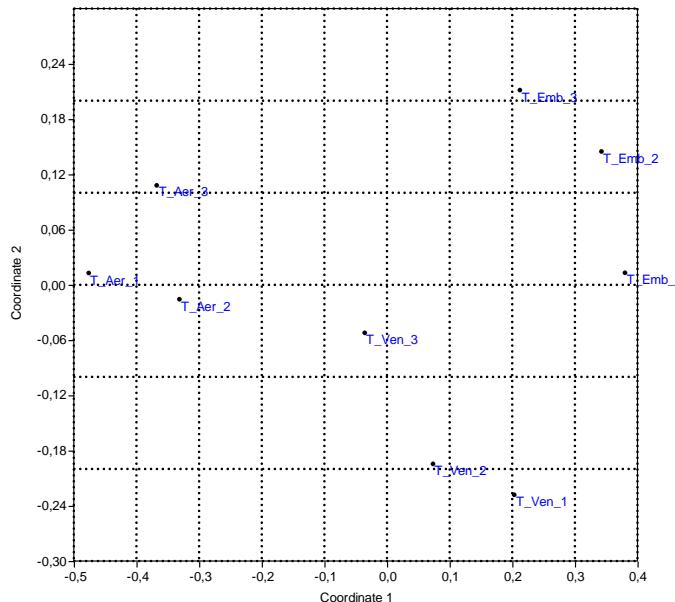


Figura 7.11: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las tres estaciones de muestreo situadas en la Dehesa de Madarcos. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1162.

Los resultados del análisis PERMANOVA no corroboran la diferenciación de faunas realizada por el análisis NMDS, posiblemente por un problema de escasez de datos, no pudiendo afirmarse estadísticamente que las faunas colectadas por los tres tipos de dispositivos sean distintas. La Tabla 7.10 expone los resultados de distancia entre faunas colectadas por distintos tipos de trampas en la Dehesa de Somosierra aportados por el análisis PERMANOVA.

Dehesa de Madarcos			
	Trampa aérea	Trampa de Ventana	Trampa de Embudos
Trampa aérea	1		
Trampa de Ventana	0,1022	1	
Trampa de Embudos	0,0983	0,1027	1

Tabla 7.10: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en la Dehesa de Somosierra proporcionados por el análisis PERMANOVA. F=6,228. p=0,0036.

El estrés del análisis NMDS para el Pinar de La Maleza fue de 0,1217, menor que 0,2, indicando una sólida fiabilidad en la ordenación, con un porcentaje de variación explicada del 64,20%. El análisis muestra que las faunas colectadas por cada uno de los dispositivos de captura en este monte forma un grupo diferenciado, sin solaparse con los otros, siendo de nuevo las faunas colectadas por trampas aéreas las que componen el grupo más compacto (Figura 7.12).

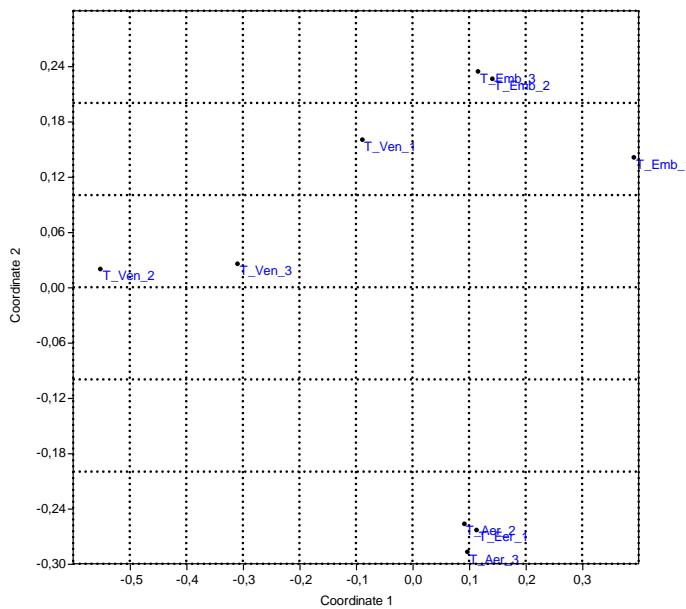


Figura 7.12: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las tres estaciones de muestreo situadas en el pinar de La Maleza. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1217.

Los resultados del análisis PERMANOVA no corroboran la diferenciación de faunas realizada por el análisis NMDS, posiblemente otra vez por la escasez de datos, no pudiendo afirmarse estadísticamente que las faunas colectadas por los tres tipos de dispositivos sean distintas. Las distancias entre faunas colectadas por distintos tipos de trampas en el Pinar de la Maleza aportados por el análisis PERMANOVA se exponen en la Tabla 7.11.

Pinar de La Maleza			
	Trampa aérea	Trampa de Ventana	Trampa de Embudos
Trampa aérea	1		
Trampa de Ventana	0,1022	1	
Trampa de Embudos	0,0983	0,1027	1

Tabla 7.11: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en el pinar de La Maleza proporcionados por el análisis PERMANOVA. F=6,228. p=0,0036.

En todos los casos, excepto en Somosierra donde se aprecian solapamientos, se separan bastante bien las faunas recolectadas por cada uno de los tres tipos de trampa utilizados en los muestreos. En Somosierra y Montejo todos los métodos aportan faunas diferentes, pero en la Dehesa de Madarcos y en el Pinar de La Maleza ninguno alcanza respaldo estadístico suficiente, probablemente por menor tamaño de muestra (sólo tres estaciones de muestreo frente a seis en los otros casos).

Las distancias entre faunas también indican que trampas de ventana y trampas de embudos tienen una selectividad más parecida respecto de la fauna de coleópteros saproxílicos que las trampas aéreas.

La trampa aérea con cebo oloroso es efectiva con un gran número de especies. Entre las que han sido retenidas de forma exclusiva por este tipo de dispositivo, se encuentran *Atheta picipes*, *Placusa incompleta*, *P. pumilio* (Staphylinidae), *Cryptaracha undata*, *Epuraea unicolor*, *E. aestiva*, *E. marseuli*, *E. pallescens*, *Glischrochilus quadriguttatus*, *Carpophilus hemipterus* (Nitidulidae), *Protaetia morio* (Cetoniidae), *Agrilus laticornis*, *A. viridicaeruleans rubi* (Buprestidae), *Anoplodera sexguttata*, *Steocorus meridianus*, y *Glaphyra umbellatarum* (Cerambycidae).

La trampa de intrcepción de vuelo es la que capturó un mayor número de especies en exclusiva, siendo las más destacables *Ips acuminatus* (Curculionidae: Scolytidae), *Paromalus flavidus*, *Cylister elongatum*, *Gnathoncus nannatensis* (Histeridae), *Phaenops cyanea* (Buprestidae), *Rhynchosciara elongatus*, (Curculionidae), *Hylastes ater* (Curculionidae: Ecolytidae), *Lygistorrhina sanguineus* (Lycidae), *Hemicoelus costatus* (Anobiidae), *Uleiota planata* (Silvanidae), *Mycetophagus quadripustulatus* (Mycetophagidae), *Spondylis buprestoides* (Cerambycidae), *Tillus elongatus* (Cleridae), *Dacne bipustulata* (Erotylidae), *Synchita separanda* (Zopheridae), y *Corticeus pini* (Tenebrionidae).

Finalmente, algunas especies fueron capturadas únicamente por trampas de embudos. En este grupo se incluyeron *Ampedus pomorum* (Elateridae), *Dasytes nigroaeneus* (Dasytidae), *Corticaria fulva* (Latridiidae), *Coraebus undatus* (Buprestidae), *Triarthron maerkelii* (Leiodidae), *Ochina latrellii* (Anobiidae), *Cryptophagus uncinatus*, *C. distinguendus* (Cryptophagidae), *Orchesia micans* (Anobiidae), *Abdera quadrifasciata* (Melandryidae), *Clytus tropicus* (Cerambycidae), *Allandrus undulatus* (Anthribidae), *Xyleborus eurigraphus*, (Curculionidae: Scolytidae), *Carcinops pumilio* (Histeridae), *Xantholinus linearis* (Staphylinidae), *Mycetophagus populi* (Mycetophagidae).

Dos dispositivos de captura, trampas de ventana y de embudos, comparten un grupo importante de especies, en casi todos los casos capturadas en mayor número en el primero de los dispositivos. En este grupo cabe destacar: *Anisotoma humeralis* (Leiodidae), *Plegaderus dissectus*, *Paromalus parallelepipedus* (Histeridae), *Megatoma undata* (Dermetidae), *Cryptophagus scanicus* (Cryptophagidae), *Rhynchosciara punctulatus* (Curculionidae), *Tomoxia bucephala* (Mordellidae), *Ptinomorphus imperialis* (Anobiidae).

Las especies más comunes fueron recolectadas en los tres tipos de trampas, a veces en número importante en más de uno de ellos. Esto ocurrió con numerosas especies de

escolítidos o nitidúlidos, como *Xyleborinus saxeseni*, *Anisandrus dispar*, *Crypturgus cinereus*, *Hylastes attenuatus*, *Xyleborus monographus*, *Taphrorychus bicolor* (Curculionidae: Scolytinae); *Epuraea fuscicollis*, *Cryptarcha strigata* (Nitidulidae); y también con algunas especies de otras familias como *Ptilinus pectinicornis* (Anobidae), *Triplax russica* (Erotylidae), *Aleochara sparsa*, *Hesperus rufipennis* (Staphylinidae), *Enicmus rugosus*, *E. brevicornis* (Latridiidae), y *Laemophloeus nobilis* (Laemophloeidae).

7.3.7 Complementariedad entre métodos de muestreo

La complementariedad, opuesta a la similitud, evalúa la medida en que la combinación de dos métodos de muestreo concretos es capaz de proporcionar unos resultados más cercanos al pleno de la fauna que se pretende conocer.

La Tabla 7.12 refleja los valores de complementariedad obtenidos para cada uno de los posibles pares de métodos de muestreo empleados en este estudio, obtenidos a partir de los resultados de los muestreos llevados a cabo en cada uno de los cuatro montes y, por agregación, en el conjunto.

Coeficiente de complementariedad			
	T.A. / T.V.	T.A. / T.E.	T.V. / T.E.
Dehesa de Somosierra	0,75	0,74	0,72
Hayedo de Montejo	0,72	0,76	0,70
Dehesa de Madarcos	0,84	0,88	0,81
Pinar de La Maleza	0,80	0,76	0,61
Conjunto	0,69	0,68	0,65

Tabla 7.12: Valores del coeficiente de complementariedad obtenido para las diferentes comunidades colectadas por cada tipo de dispositivo de muestreo en cada monte y en el conjunto de los cuatro (T.A.: Trampa aérea con cebo oloroso; T.V.: Trampa de ventana; T.E.: Trampa de embudos).

La complementariedad más alta entre métodos de muestreo para el conjunto de los cuatro montes se ha producido entre las trampas aéreas con cebo oloroso y las trampas de ventana con un valor de 0,69. Esa misma combinación ha reportado los mejores resultados en la Dehesa de Somosierra y el Pinar de La Maleza, siendo sus valores 0,75 y 0,80 respectivamente.

En el Hayedo de Montejo y la Dehesa de Madarcos la complementariedad más alta se ha producido entre las trampas aéreas con cebo oloroso y las trampas de embudos, con valores de 0,76 y 0,78 respectivamente.

La combinación de trampas de ventana y trampas de embudos ha reportado los peores resultados de complementariedad en las cuatro localidades y en el conjunto, en consonancia con los resultados de similitud.

7.3.8 Diagramas de Venn

Los diagramas de Venn permiten ver de forma rápida como se reparten las capturas entre los diferentes dispositivos empleados. En las Figuras 7.13 a 7.17 presentan los diagramas de Venn para las capturas realizadas por cada tipo de dispositivo en cada uno de los montes y para el conjunto, tanto a nivel de especies como de familias.

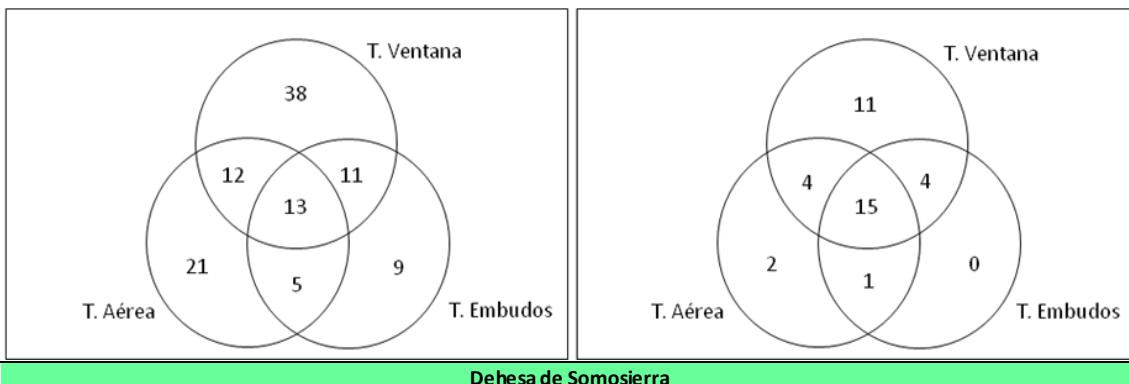


Figura 7.13: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en la Dehesa de Somosierra (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

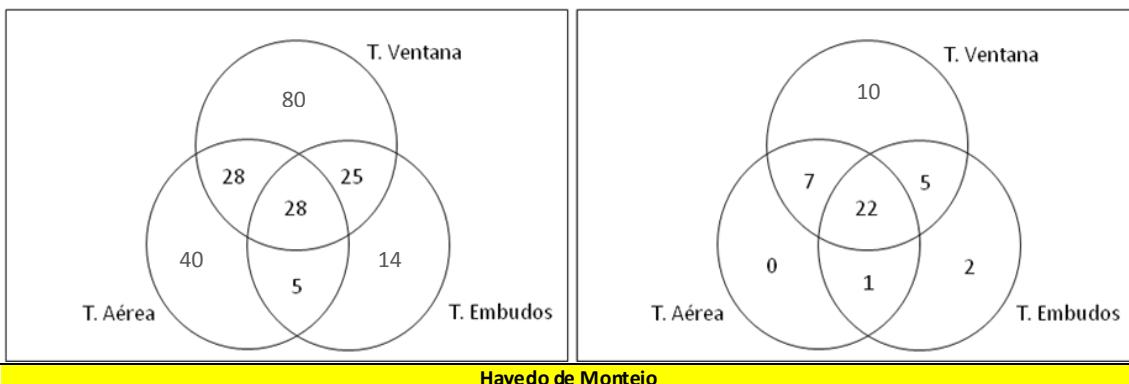


Figura 7.14: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el Hayedo de Montejo (Izquierda, por especies; Derecha, por familias).

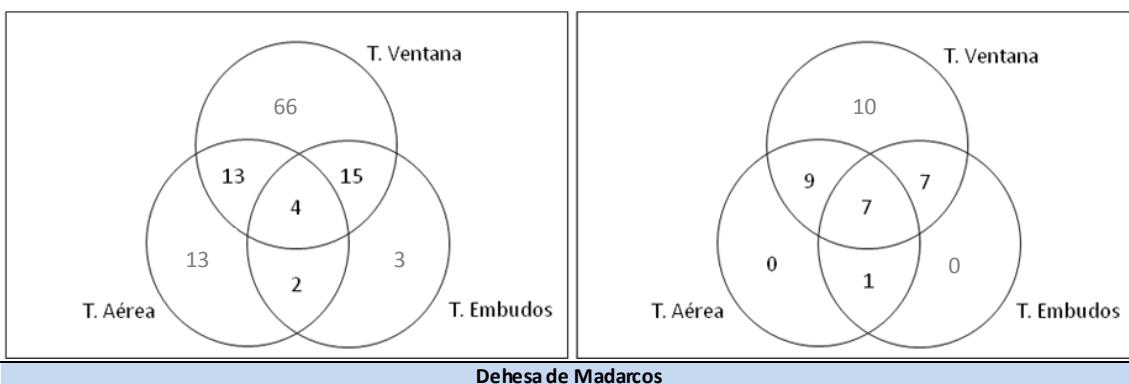


Figura 7.15: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en la Dehesa de Madarcos (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

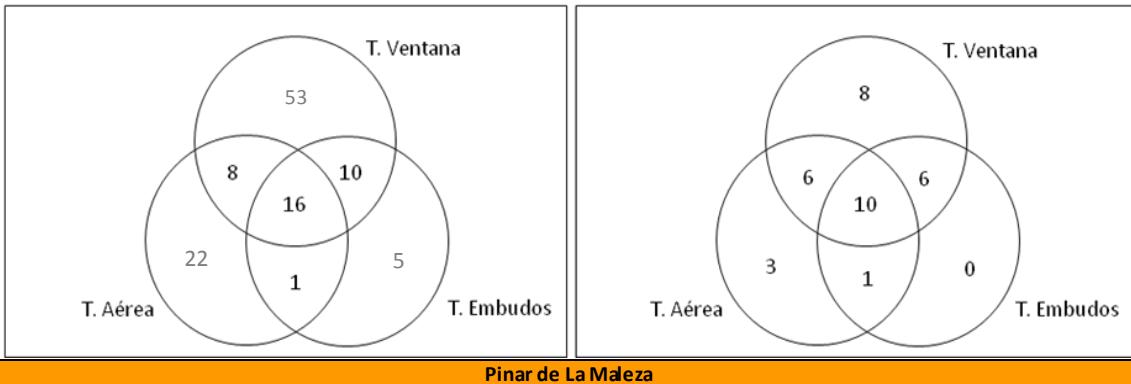


Figura 7.16: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el Pinar de La Maleza (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

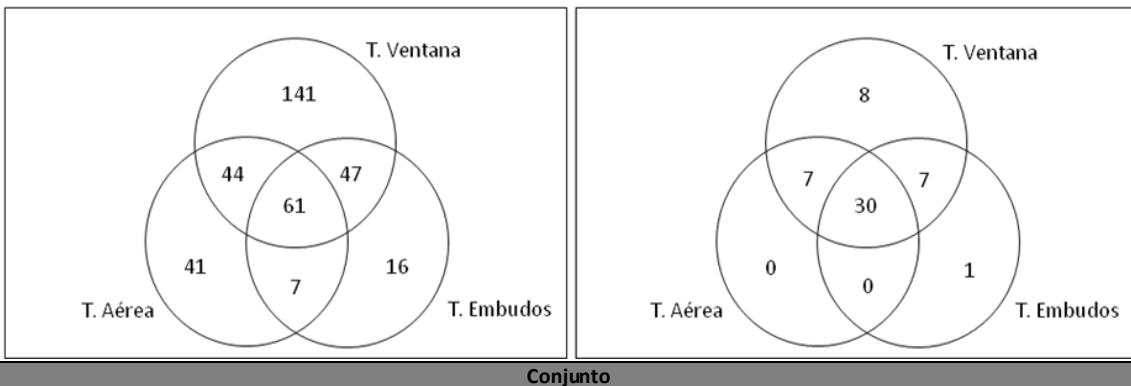


Figura 7.17: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el conjunto de los cuatro montes estudiados (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

Atendiendo a los resultados revelados por los diagramas de Venn, si fuera necesario prescindir de uno de los métodos de muestreo el más indicado sería la trampa de embudos porque es el que, de forma privativa, menos capturas aporta a los muestreos, tanto en cada una de las cuatro localidades como en el conjunto.

7.3.9 Abundancia de especies por familia para cada tipo de trampa

La efectividad a nivel de familia de cada tipo de trampa se refleja en la Tabla 7.13.

Tipo de Trampa	Dehesa de Somosierra			Hayedo de Montejo			Dehesa de Madarcos			Pinar de La Maleza			Conjunto		
	TA	TV	TE	TA	TV	TE	TA	TV	TE	TA	TV	TE	TA	TV	TE
Carabidae	1						1			1	1		3	1	
Histeridae	3	1		7	2		5	1		5	1		12	5	
Leiodidae	2			2	2								2	2	
Cholevidae				1			1			1	1	1	1	1	
Scydmaenidae				1									1		
Staphylinidae	7	5	1	19	26	11	4	11	3	9	12	4	26	40	15
Lucanidae	1				1	1	2						1	3	1
Cetoniidae							2	2		1			2	2	
Scirtidae				1			1						1		
Eucinetidae							1						1		
Buprestidae	2			3	4	2	2	1		1	6	1	5	12	3
Eucnemidae	1	1	1	1	1					1			1	1	1
Throscidae	1	2	1	1	1		1	1		2	1	1	2	2	2
Elateridae	2	4	1	1	7	3	1	6	3	1	3	3	3	11	7
Lycidae				1	1								1	1	
Cantharidae	1			3		1							3	1	1
Dermestidae	2	3	2	1	6	2	1	6	1	3	3	1	4	11	3
Bostrichidae	1				1								1	1	
Anobiidae	3			5	10	6		3	1	1	1		6	12	6
Ptinidae	1	2		1	4	2		3		1	2		3	7	2
Lymexylidae					1	1							1	1	
Trogossitidae	1				1								2		
Celeridad	1	3		1	5	2		2		1	3	1	1	7	2
Malachidae	1	3	3	3	1			2	2	1	1	1	3	6	4
Dasytidae	2	3	6	6	4	3		2	2	3	4	3	8	10	10
Sphindidae					2			1		1			2		
Nitidulidae	4	1		11	2		8	4		7	2		13	6	
Monotomidae	2	1	1	1	3					1	2	1	3	5	2
Silvanidae					1								1		
Cucujidae				1	1								1	1	
Laemophloeidae	1	1	2	3	4	2	1	1		1	1		3	4	3
Cryptophagidae	3	1	1	3	4	3		3		1	1	1	4	8	5
Erotylidae	1			1	2	1		1	1				1	2	1
Biphyllidae					1		1	1					1	1	
Bothrideridae	1				1	1				2			2	1	
Cerylonidae					1					2			2		
Endomychidae								1	1				1	1	
Corylophidae	1	1								1			2	1	
Latridiidae	1			2	4	2		2	2	2	1	2	6	3	
Mycetophagidae	1	1		1	4	3	1	2		1			1	5	3
Ciidae	6			3	5	4		3		2	1	3	10	5	
Melandryidae	1	1	2	1	2	2	1		1	1		2	2	4	
Scriptiidae	2	3	3	3	2	1	4	1	1	4		3	6	4	
Mordellidae	1		1	2	2	3				1			3	2	3
Zopheridae	1	1			5	2		1		1	1		1	6	3
Tenebrionidae	1	4	1	2	7	1	1	5	1	2		2	11	1	
Oedemeridae							2	1	1	1		2	2	1	
Pyrochroidae	1			1	1								1	1	
Salpingidae	1	1	1	1	1	1							1	1	1
Aderidae					1								1		
Cerambycidae	11	3	5	11	11	2	1	6		4	4	2	20	20	9
Anthribidae						1								1	
Curculionidae	4	6	3	7	8	4	3	12	3	7	15	7	14	32	14

Tabla 7.13: Efectividad de cada tipo de trampa para las diferentes familias detectadas en el muestreo, en cada monte y en el conjunto. Resultados en número de especies colectadas.

La mayoría de las familias observadas en los muestreos han aportado más especies a las trampas de ventana que a los otros tipos de dispositivos de muestreo. Sólo en Cantharidae y Nitidulidae el mayor número de especies es el aportado a las trampas aéreas con cebo oloroso, quedando igualada esta cifra con la correspondiente a las trampas de ventana en otras siete familias: Cetoniidae, Lycidae, Bostrichidae, Cucujidae, Byphyllidae, Pyrochroidae y Cerambycidae.

Los Melandryidae son la única familia que aporta más especies a las trampas de embudos que a ningún otro tipo de dispositivo. Trampas de ventana y de embudos quedaron igualadas en número de especies recolectadas en otras tres familias: Lymexilidae, Dasytidae y Endomichidae. En cualquier caso, y aunque la trampa de embudos no es el tipo de dispositivo al que aportaron más especies, cabe destacar por el número de especies atrapadas en este tipo de dispositivo a las familias Staphylinidae (15 especies), Curculionidae (14 especies), Cerambycidae (9 especies) y Elateridae (7 especies). También es destacable, entre las capturas realizadas por las trampas de embudos, la del único Anthribidae colectado en los muestreos sistemáticos.

Finalmente, en cuatro familias el resultado ha sido el mismo para los tres tipos de dispositivos de captura: Throscidae, con dos especies capturadas en cada tipo de dispositivo; y Cholevidae, Eucnemidae y Salpingidae que aportaron una especie cada una a cada tipo de trampa.

7.3.10 Relación entre dispositivos de captura y hábitos tróficos

La efectividad de cada tipo de trampa podría variar en función de los hábitos tróficos de las diferentes especies. En las Tablas 7.14 a 7.18 quedan reflejados los datos relativos a las especies capturadas por cada tipo de trampa en cada localidad y en el conjunto.

El porcentaje reflejado en las tablas se calculó con respecto al total de especies de cada tipo trófico observadas en la localidad o, en su caso, en el conjunto.

	Dehesa de Somosierra											
	Xilófago		Depredador		Necrófago		Micrófago		Saprófago		Mixto	
	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%
Trampa aérea	19	37,25	16	31,37	1	100	5	9,80	2	3,92	8	15,68
Trampa de ventana	23	69,69	25	60,97	1	100	10	66,66	4	80	10	71,42
Trampa de embudos	12	36,36	15	36,58	1	100	7	46,66	1	20	2	14,28

Tabla 7.14: Especies capturadas en la Dehesa de Somosierra por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

	Hayedo de Montejo											
	Xilófago		Depredador		Necrófago		Micófago		Saprófago		Mixto	
	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%
Trampa aérea	30	30	30	30	4	4	13	13	10	10	13	13
Trampa de ventana	45	71,42	48	75	3	60	30	81,08	12	57,14	23	74,19
Trampa de embudos	20	31,74	21	32,81	1	20	16	43,24	6	28,57	9	29,03

Tabla 7.15: Especies capturadas en el Hayedo de Montejo por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

	Dehesa de Madarcos											
	Xilófago		Depredador		Necrófago		Micófago		Saprófago		Mixto	
	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%
Trampa aérea	10	31,25	6	18,75	1	3,12	7	21,87	3	9,37	5	15,62
Trampa de ventana	28	84,84	27	90	5	83,33	13	76,47	6	75	19	86,36
Trampa de embudos	4	12,12	7	23,33	2	33,33	5	29,41	3	37,5	3	13,63

Tabla 7.16: Especies capturadas en la Dehesa de Madarcos por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

	Pinar de La Maleza											
	Xilófago		Depredador		Necrófago		Micófago		Saprófago		Mixto	
	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%
Trampa aérea	19	39,58	10	20,83	5	10,41	7	14,58	4	8,33	3	6,25
Trampa de ventana	32	80	23	79,31	5	83,33	12	70,58	3	42,85	12	75
Trampa de embudos	9	22,5	10	34,48	3	50	5	29,41	2	28,57	2	12,5

Tabla 7.17: Especies capturadas en el Pinar de La Maleza por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

	Conjunto											
	Xilófago		Depredador		Necrófago		Micófago		Saprófago		Mixto	
	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%	Spp.	%
Trampa aérea	54	35,52	43	28,28	6	3,94	20	13,15	12	7,89	17	11,18
Trampa de ventana	92	80,7	87	85,29	10	83,33	46	82,14	20	71,42	38	84,44
Trampa de embudos	38	33,33	43	42,15	5	41,66	25	44,64	9	32,14	12	26,66

Tabla 7.18: Especies capturadas en el conjunto de los cuatro montes por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en el conjunto de los muestreos.

Los análisis Chi cuadrado de los resultados obtenidos en cada una de las localidades revelaron que los distintos tipos de trampa no mostraron diferencias en eficiencia en la

captura de especies de los distintos tipos tróficos (Dehesa de Somosierra: (10, n=162) = Chi²=4,7822 p<0,05; Hayedo de Montejo: (10, n=334) = Chi²=4,4491 p<0,05; Dehesa de Madarcos: (10, n=164) = Chi²=5,6441 p<0,05; Pinar de La Maleza: (10, n=166) = Chi²=6,3731 p<0,05).

7.4 DISCUSIÓN

7.4.1 Efectividad general de los tres métodos de muestreo

En consonancia con lo constatado en un buen número de estudios anteriores la trampa de ventana se ha revelado, en las cuatro localidades y en el conjunto, como el método más efectivo para la captura de coleópteros saproxílicos, especialmente en lo que se refiere a diversidad de especies y familias capturadas (Siitonen, 1994; Barbalat, 1995; Økland *et al.*, 1996; Martikainen *et al.*, 1999; Ranius & Jansson, 2002; Martikainen & Kalia, 2004; Havärinen *et al.*, 2006; Alinvi *et al.*, 2007; Bouget *et al.*, 2008; Jansson, 2009; Sverdrup-Thygeson *et al.*, 2010; Quinto *et al.*, 2013). Similä (2002) indica que este método es capaz de capturar hasta el 60% de las especies voladoras, límite que ha sido ampliamente superado en esta ocasión (mínimo 67% en la Dehesa de Somosierra y máximo 84% en la Dehesa de Madarcos). De forma análoga, 141 de las 357 especies detectadas en los muestreos (36,13%), han sido colectadas exclusivamente por este tipo de dispositivos.

Se trata de un tipo de dispositivo fácilmente estandarizable y de construcción relativamente sencilla (Bouget *et al.*, 2008), y que, aún siendo bastante selectivo en la captura de coleópteros saproxílicos, es capaz de atrapar un gran número de especies voladoras de pequeño tamaño y bastante crípticas (Canaday, 1987).

El principal inconveniente achacado a este método es que apenas proporciona información sobre la biología de las especies atrapadas (Bouget *et al.*, 2008). A éste hay que añadirle un coste relativamente alto, dificultad de instalación en campo y de recolección de capturas, escasa eficacia para especies que no sean activas voladoras, riesgo de inundación, y alto impacto visual que puede dar pie a actuaciones vandálicas (Bouget *et al.*, 2008).

El segundo método más efectivo de los tres empleados, en las cuatro localidades y en el conjunto, ha sido la trampa aérea con cebo oloroso, tanto en número de individuos como en número de especies (152 que suponen el 42,57% del total). Este método deriva de los utilizados previamente para la atracción de lepidópteros y lleva en uso más de medio siglo en sus distintas modalidades (Simon, 1954; Colas, 1962; Dillon & Dillon, 1972; Moragues & Ponel, 1984; Chatenet, 1986). El formato aplicado en este estudio ha sido el propuesto por Allemand & Aberlenc (1991), aunque con algunas variaciones.

La principal ventaja de este dispositivo es su facilidad de construcción e instalación, así como el bajo coste de los materiales utilizados. Los líquidos utilizados como cebo, vino y cerveza, desprenden moléculas que existen de forma natural en los exudados de savia, atrayendo de forma selectiva a especies saproxílicas que se alimentan de esta sustancia y que son difíciles de muestrear por otros métodos.

Entre los inconvenientes destaca su baja selectividad. Buena parte de las capturas son insectos que se ven atraídos por los líquidos en fermentación, especialmente de los órdenes Lepidoptera, Diptera y en menor medida Hymenoptera, que en numerosos casos han constituido el grueso de las capturas. La gran abundancia de este tipo de

insectos entre el material recolectado dificulta el procesado de las especies relevantes de cara a los muestreos, haciendo necesaria una mayor inversión de tiempo.

También afectan a este método algunas de las dificultades operativas mencionadas para las trampas de ventana, como la posibilidad de inundación, impacto visual negativo, susceptibilidad al vandalismo y engorrosidad de las recolecciones del material capturado, agravada en este caso por la necesidad de manejar grandes cantidades del líquido utilizado como cebo y conservante. Finalmente, tal como ocurría con las trampas de ventana, este método es sólo efectivo para especies que sean activas voladoras (Allemand & Aberlenc, 1991).

La trampa de embudos, con 459 ejemplares y 162 especies capturadas, ha sido el método menos efectivo de los tres utilizados, repitiéndose este resultado en cada una de las localidades, aunque a muy corta distancia de la trampa aérea con cebo oloroso. Paradójicamente, aunque en todos los montes los resultados son iguales o ligeramente más favorables a la trampa aérea a nivel de ejemplares y especies, en la agregación de los cuatro montes la trampa de embudos aporta más familias a los muestreos. Esto viene a indicar que este dispositivo de captura es capaz de recolectar familias poco frecuentes, que no tienden a repetirse en las distintas localidades.

Este método fue desarrollado por Lindgren (1983) y en la actualidad está reconocido como un procedimiento eficaz para la detección de algunos grupos de insectos saproxílicos, particularmente escolítidos, cerambícidos y bupréstidos (Czokajlo *et al.*, 2001; Czokajlo *et al.*, 2003; Bouget *et al.*, 2008; Francese *et al.*, 2011).

Presenta los mismos inconvenientes operativos que otros dispositivos de intercepción, haciéndolo sólo efectivo sobre especies voladoras activas, aunque es fácilmente evitable por especies de vuelo más controlado, como himenópteros y dípteros, permitiendo un procesado más fácil del material recolectado con respecto a las trampas aéreas con cebo oloroso. Se trata de un dispositivo relativamente caro, complicado de construir y sensible al vandalismo, con un impacto visual moderadamente alto (Fitch, 1951; Bell, 2010).

Entre las ventajas, la capacidad de capturar especies saproxílicas raras, difíciles de obtener por otros métodos (Francese *et al.*, 2011). De hecho, el único ejemplar de Anthribidae obtenido a lo largo de los muestreos sistemáticos, un espécimen de *Allandrus undulatus* (Panzer 1795), capturado en dominio del roble melojo en el Hayedo de Montejo (estación de muestreo nº 5), fue colectado mediante este dispositivo.

Otras especies representadas en los muestreos por un solo ejemplar capturado mediante trampa de embudos son: *Orchesia micans* (Panzer 1795) (Melandryidae), procedente de la Dehesa de Somosierra; *Triarthron maerkelii* Märkel, 1840 (Leiodidae), *Xantholinus linearis* (A.G. Olivier, 1795) (Staphylinidae) y *Coraebus undatus* (Fabricius, 1787) (Buprestidae), recolectados en el Hayedo de Montejo; y *Carcinops pumilio* (Erichson 1834) (Histeridae) y *Ampedus pomorum* (Herbst, 1784) (Elateridae) procedentes de la Dehesa de Madarcos.

En cualquier caso, puede afirmarse que la efectividad de los tres tipos de dispositivos de captura utilizados en los muestreos fue baja, dado que tan solo sólo 14 especies (menos del 4% del total de especies observadas en los muestreos) aportaron cada una más del 1% del material muestreado. Para la gran mayoría de especies presentes se capturó un número de ejemplares realmente bajo, habiendo sido capturadas cantidades importantes sólo de unas pocas especies que, como norma general, mantienen densidades muy altas. El bajo rendimiento de captura implica un bajo impacto sobre las poblaciones de las especies muestreadas, y esto supone una importante ventaja desde el punto de vista de la conservación, pues puede descartarse, en principio, un impacto apreciable sobre las especies objetivo potencialmente más sensibles.

7.4.2 Similitud y complementariedad

Atendiendo a los altos valores de los índices de similitud se deduce que los diferentes dispositivos de captura no fueron muy selectivos. No obstante, hay un número importante de especies que sólo han podido ser muestreadas por uno de los tres tipos de dispositivos (41 en trampas aéreas con cebo oloroso; 141 en trampas de ventana; y 16 en trampas de embudos). Incluso en las especies comunes se observaron diferencias en el número de ejemplares capturados por cada tipo de trampa.

Los valores de los coeficientes de complementariedad entre los diferentes tipos de dispositivos fueron más altos para la combinación entre trampas de ventana y trampas aéreas con cebo oloroso, si bien con escasas diferencias sobre los valores obtenidos para el resto de combinaciones. Consecuentemente, no se podría prescindir de ninguno de los métodos de captura si se quiere obtener un muestro completo de la biocenosis presente en el lugar. En este sentido son numerosos los autores que han señalado la necesidad de combinar diferentes sistemas de captura para completar los inventarios de fauna saproxílica ya que cada uno aporta una fracción diferente de la diversidad de especies (Barbalat, 1995; Økland, 1996; Martikainen & Kouki, 2003; Ozanne, 2005; Alinvi *et al.*, 2007; Quinto *et al.*, 2013).

Dado que la complementariedad entre la trampa de embudos y la de ventana es muy baja, otra posibilidad hubiera sido sustituir las primeras por trampas de tubo, un método tradicionalmente usado en el control de especies plaga (Guerrero, 1988; Pérez Moreno, 1997) que también ha demostrado su utilidad en la detección de especies saproxílicas raras difícilmente detectables con otros métodos (Alonso-Zarazaga, 2002). Esos resultados son refrendados por Quinto *et al.* (2013) que además indican que este tipo de trampa presenta una alta complementariedad con la trampa de ventana. Como inconveniente el hecho de que se sitúa a ras de suelo, con el consiguiente peligro de interferencia con el ganado vacuno presente en todas las localidades muestreadas, incluso en el Hayedo de Montejo, donde la presencia de animales domésticos está teóricamente vetada en toda su superficie.

Otro método de muestreo con buena complementariedad con las trampas de ventana ha resultado ser la trampa de emergencia, aplicable a árboles huecos y muy efectiva en la detección de la fauna saproxílica ligada a este tipo de cavidades (Quinto *et al.*, 2013), si bien su implementación en este estudio habría estado condicionada por la escasa

presencia de árboles adecuados para su implementación en buena parte de las estaciones de muestreo designadas en los cuatro montes contemplados en este estudio.

7.4.3 Efectividad de los distintos dispositivos de muestreo sobre especies con diferente régimen trófico

La efectividad de los distintos dispositivos de muestreo en función de las preferencias tróficas de las diferentes especies saproxílicas ha sido estudiada recientemente por diversos autores (Schlaghamersky, 2000; Pérez Moreno, 2013; Quinto *et al.*, 2013).

Como han confirmado los análisis, la efectividad de cada tipo de trampa varía muy poco en función de los hábitos tróficos de las especies objetivo. Esto era esperable en las trampas de ventana y en las trampas de embudos ya que su acción está limitada a la intercepción del vuelo. Consecuentemente, debe entenderse que su efectividad debería ser mayor para aquellas especies más voladoras, independientemente de sus preferencias tróficas.

Cabría esperar, a priori, una mayor discriminación en las trampas aéreas con cebo oloroso, en las que al efecto de intercepción del vuelo debería sumarse la atracción por el líquido empleado como cebo. Según Allemand & Aberlenc (1991), la mezcla de dos líquidos fermentados complejos y fácilmente volátiles como el vino y la cerveza emana moléculas que existen de forma natural en los exudados de savia y en las frutas maduras. En consonancia con esta afirmación, ha habido algunas especies que han sido fuertemente atraídas por este tipo de dispositivos. Es el caso de algunos nitidúlidos de los géneros *Epuraea* Erichson, 1843; *Cryptarcha* Shuckard, 1839; y *Soronia* Erichson, 1843; y de algunos estafilínidos oportunistas de la subfamilia Aleocharinae Fleming, 1921, atrapados mayoritariamente por este tipo de dispositivos, aunque por tratarse de elementos relativamente abundantes también han sido colectados, aunque en mucha menor medida, por los otros tipos de trampa, quedando enmascarada esta circunstancia en los análisis. Algo similar ha ocurrido con determinadas especies de algunas familias con adultos florícolas como Cerambycidae, Cantharidae, Pyrochroidae, Dasytidae y Cetoniidae.

Cuando se producen lluvias y se diluye el líquido conservante en las trampas aéreas puede ocurrir que parte de los insectos que constituyen el grueso de las capturas, especialmente dípteros y lepidópteros, entren en descomposición. Esta circunstancia condiciona un cambio en el olor desprendido por la trampa, motivando la aparición de especies necrófagas, saproxílicas o no. Episodios de este tipo parecen estar detrás del repunte de las especies pertenecientes a este grupo trófico en este tipo de dispositivos de captura, en todas las localidades menos en la Dehesa de Madarcos.

CAPÍTULO 8

RECOMENDACIONES DE MANEJO

8.1 INTRODUCCIÓN

La mayor parte de los bosques de Europa Occidental ha sido objeto de explotación en los últimos 5000 años (Dajoz, 2001). Los bosques apenas habían alcanzado su máxima extensión pos glacial cuando agricultores y ganaderos empezaron a aclararlos (Brimblecombe & Pfister, 1990). En los milenios siguientes la cobertura forestal ha sido drásticamente reducida, y la estructura y condición de los fragmentos remanentes ha sido alterada sustancialmente (Thirgood, 1989; Peterken, 1996). En torno al año 1000 de nuestra era probablemente ya no quedaban bosques primigenios en Europa fuera de Escandinavia (Greig, 1982).

La continua reducción de las áreas forestales condicionó la progresiva rarefacción de la fauna saproxílica por la reducción de los hábitats relacionados con la madera madura (Speight, 1989) (Figura 8.1). Así, a lo largo de los últimos siglos, se han podido producir muchas extinciones locales de especies saproxílicas, sobreviviendo muchas otras hoy en pequeños refugios desperdigados por la geografía europea (Grove, 2002).

Esta larga tendencia de pérdida de superficie forestal en Europa ha podido ser revertida en las últimas décadas con la expansión de bosques secundarios y plantaciones forestales (UNECE & FAO, 1999; Forest Europe, UNECE & FAO, 2011), aunque esto, no sólo no ha evitado la rarefacción de la fauna saproxílica, que continúa y se ha visto agravada en algunos casos (Hammond, 1974; Twinn & Harding, 1999).

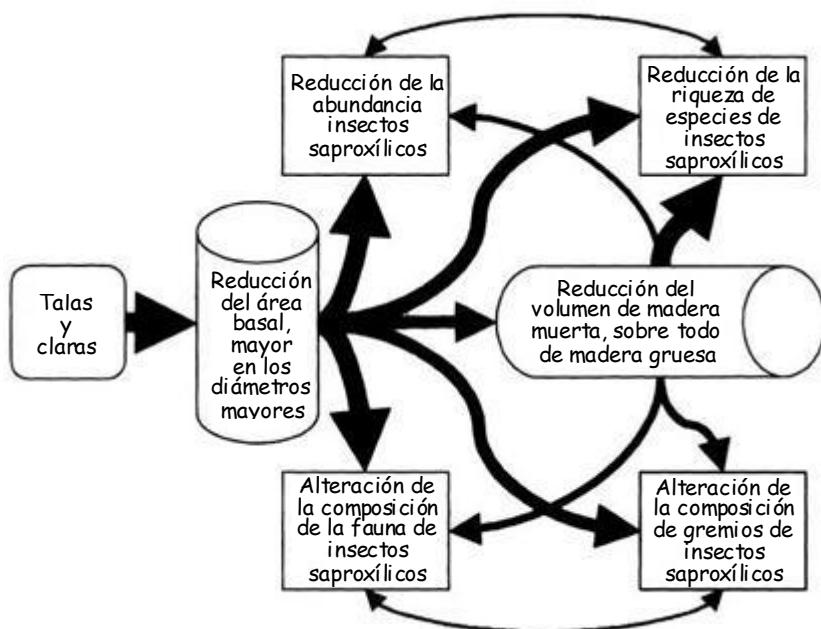


Figura 8.1: Impactos probables de la explotación forestal y de la extracción de madera en bosques maduros y consecuencias para la fauna de insectos saproxílicos. Tomado de Grove (2002).

De hecho, en los últimos años, las causas de la extinción de especies saproxílicas están directamente relacionadas con la intensificación del manejo de los espacios forestales y el efecto diferido de los fenómenos de fragmentación ocurridos en el pasado (Speight, 1989; Thomas, 2000; Schiegg, 2000; Siitonen, 2001; Grove, 2002).

Así las cosas, muchas especies saproxílicas sobreviven hoy en Europa solamente con poblaciones relictas en pequeños retazos de bosque (o incluso, en casos extremos, sobre pies arbóreos concretos y aislados), los cuales por razones históricas no experimentaron la misma pérdida de hábitats relacionados con la madera madura (Buckland & Dinnin, 1993). En ausencia de una gestión adecuada, la extinción de estas poblaciones es casi inevitable a corto o medio plazo (Thomas, 2000).

Llegados a ese punto, presionado por una sociedad cada vez más concienciada, el sector forestal se empieza a sensibilizar sobre su responsabilidad en el manejo de la madera muerta, inicialmente en Norteamérica y norte de Europa (Franklin, 1989; Siitonen, 2001), tendencia que lentamente se empieza generalizar en el resto de continentes. Esto hace que se propugnen formas de manejo de los bosques productores más consecuentes con la conservación de la fauna saproxílica, como la '*retention forestry*' o silvicultura de retención (Franklin *et al.*, 1997) o la '*morticulture*' (Harmon, 2001), cuya efectividad y resultados se siguen hoy evaluando y cuestionando (Gullison, 2003; Mason *et al.*, 2003; Davies *et al.*, 2008; Müller & Büller, 2010; Gustafsson *et al.*, 2012).

De forma paralela, la constatación de la pérdida progresiva de fauna saproxílica motivó al Consejo de Europa a adoptar una Recomendación sobre la protección de los organismos saproxílicos y sus biotopos (Speight, 1989), con la intención de que la misma fuera trasladada posteriormente, en mayor o menor medida, a las legislaciones nacionales, en un intento de revertir la situación.

En 1990 se constituye por primera vez la llamada Conferencia Ministerial sobre Protección de Bosques en Europa (MCPFE), también conocida como 'Forest Europe', cuyo fin es servir de punto de encuentro en el ámbito de alta política, con el objetivo de emitir recomendaciones a favor de la protección y manejo sostenible de los bosques en todo el ámbito europeo. Desde este foro se define la gestión forestal sostenible como la administración y el uso de los bosques y tierras forestales de un modo y con una intensidad tales que mantengan su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de cumplir, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes a nivel local, nacional y mundial, y que no causa daño a otros ecosistemas (Forest Europe, 1993). Esta misma definición ha sido posteriormente adoptada y exportada al resto del mundo por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Al mismo tiempo, en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMAD) celebrada en Río de Janeiro en 1992, se elaboran los llamados Principios Forestales, que promueven el compromiso internacional de la gestión sostenible de los bosques, instando a la conservación de la biodiversidad como uno de los objetivos prioritarios de los planes de ordenación forestal.

Posteriormente, en 2007, la Asamblea General de las Naciones Unidas adopta la definición de gestión forestal sostenible que ha sido más ampliamente aceptada entre los gobiernos: concepto dinámico en evolución que tiene por objetivo mantener y aumentar el valor económico, social y medioambiental de todos los tipos de bosques, en beneficio de las generaciones presentes y futuras.

La creciente conciencia ambiental y la demanda por los consumidores más socialmente responsables, dan pie a que desde los últimos años del siglo XX surjan las entidades de certificación forestal externa como una herramienta creíble para comunicar el desempeño ambiental y social de las operaciones forestales (Meidinger, 1997; Rickenbach *et al.*, 2000). Con la certificación forestal externa, una organización independiente desarrolla estándares de buen manejo forestal y expide los certificados de auditores independientes a las operaciones forestales que cumplan con esos estándares. La certificación forestal verifica que los bosques están bien gestionados, según la definición de un estándar de certificación en particular, y que los estándares de sostenibilidad se extienden a todos los productos obtenidos y en todas las operaciones desde la fase de extracción en los bosques certificados hasta la llegada de los productos elaborados al punto de venta.

El empuje de la certificación condujo a la aparición de varios sistemas diferentes en todo el mundo. Como resultado, no existe un estándar de manejo forestal único aceptado universalmente, y cada sistema tiene un enfoque un tanto diferente en la definición de estándares para el manejo forestal sostenible. En la actualidad hay más de 50 normas de certificación, aplicables a una gran diversidad de tipos de bosques y de regímenes de tenencia (Atyi & Simula, 2002; Bass *et al.*, 2001; ITTO, 2003). A nivel mundial, los dos programas de certificación más grandes son PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification) y FSC (Forest Stewardship Council).

La superficie de bosques certificados en todo el mundo está creciendo lentamente. Aunque la certificación está diseñada como una herramienta para mejorar las prácticas de gestión forestal a nivel global, hasta la fecha las operaciones forestales certificadas se encuentran en su mayor parte en Europa y América del Norte.

En general, todos los modernos protocolos de manejo sostenible se basan en el mantenimiento de una mayor cantidad de madera en el bosque, intentando salvaguardar la continuidad espacial y temporal de los procesos ecológicos en que se ven envueltos

los hábitats relacionados con la madera madura, tratando de equilibrar el conflicto entre dos de los objetivos productivos de la mayoría de los bosques: la producción de madera y la conservación de la biodiversidad. No obstante, son numerosos los autores que consideran que es poco realista esperar que, incluso los bosques madereros manejados de acuerdo con los actuales estándares de sostenibilidad, puedan conservar una dotación completa de especies de insectos saproxílicos (Davies *et al.*, 2008; Gustafsson *et al.*, 2012).

El objetivo de este capítulo es implementar unas medidas básicas de manejo a aplicar en cada uno de los montes estudiados enfocadas a la conservación, mejora y diversificación de los hábitats que puedan garantizar la supervivencia a largo plazo de las biocenosis de coleópteros saproxílicos que actualmente albergan.

8.2 ANTECEDENTES EN LOS BOSQUES ESTUDIADOS

Aunque los cuatro montes estudiados han sido muy intervenidos por el hombre, hay una diferencia sustancial entre el pinar consecuencia de una repoblación y los otros tres, que han sido manejados durante siglos como dehesas boyales. Las dehesas conforman un sistema agrosilvopastoral, multiproductivo y sostenible, que en el ámbito del bosque y matorral mediterráneos constituyen el máximo grado de intervención humana potencialmente compatible con la conservación de los recursos naturales de suelo, vegetación y fauna (Campos Palacín, 1993). En cambio, las repoblaciones con coníferas, allí donde no estaban presentes previamente, constituyen formaciones secundarias, secuenciales, que forman parte de las etapas de sustitución o transición en procesos dinámicos conducentes a etapas finales no integradas o dominadas por pinos (Nicolás & Gandullo, 1969; Blanco Castro *et al.*, 1997), consecuentemente este pinar estaría avocado a desaparecer a medio o largo plazo, siendo progresivamente sustituido por un bosque de quercíneas, en este caso roble melojo, capaz de asumir con las debidas garantías la función protectora del suelo y los recursos hídricos que es la vocación principal de este monte. Esta circunstancia limita sensiblemente las posibles medidas a tomar en su caso.

Las normas más antiguas sobre la explotación de los bosques de la Sierra Norte aparecen en el Fuero de Sepúlveda, Comunidad de Villa y Tierra a la que perteneció toda la vertiente meridional del Macizo de Ayllón tras la reconquista del Reino de Toledo en 1085 (Sáez, 1953). Desde entonces, las dehesas de la zona han tenido su manejo estrictamente regulado por normas y ordenanzas (Flaquer, 1979; Montero *et al.*, 1998; Allende Álvarez *et al.*, 2012), que han posibilitado que lleguen a nuestros días con su actual configuración.

De forma parecida a lo sucedido en otras dehesas boyales de la comarca (Pardo Navarro *et al.*, 2003), las tres aquí estudiadas se manejaron en monte hueco, con muchas limitaciones a la tala de árboles mayores, que no obstante estuvieron sujetos a podas reguladas y periódicas, que se han mantenido hasta el último tercio del siglo XX. Esto ha hecho que las tres dehesas hayan llegado al presente en forma de monte alto y con una cantidad importante de árboles añosos, lo que hace que tengan cierta semejanza a bosques maduros.

En los casos de la Dehesa Bonita de Somosierra y Hayedo de Montejo, poblados mayoritariamente por robles, y robles y hayas, respectivamente, las podas para la obtención de leñas se regulaban con turnos de entre 12 y 14 años, con la obligación de dejar, al menos, dos ‘horcas’ (ramas horizontales) y un ‘pendón’ (rama más o menos vertical) en cada árbol podado, para así favorecer el rebrote (Pardo Navarro *et al.*, 2003) (Figura 8.2).

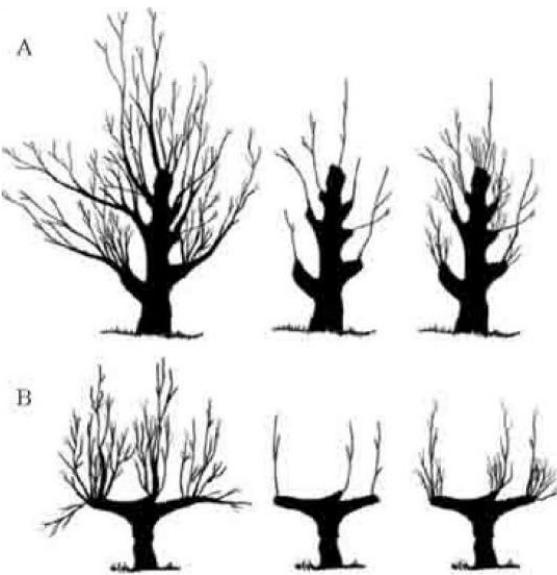


Figura 8.2: Formas adquiridas por robles y hayas podados en las diferentes modalidades de horca y pendón en varios pisos (A) y en un solo piso (B). Las figuras representan, de izquierda a derecha, el árbol el año antes de la poda, tras la poda y al año siguiente. Tomado de Pardo Navarro *et al.* (2003).

En el caso de la dehesa de Madarcos, cubierta en su parte baja mayoritariamente por fresnos, la modalidad de poda prescrita era el ‘trasmochado’ de los árboles, operación que consistía inicialmente en cortar su guía principal a unos dos metros de altura, para después cortar los brotes surgidos de esa zona cada ocho años, formándose una ‘cabeza de gato’ (Figura 8.3). Las podas se realizaban entre el 15 de agosto y el 15 de septiembre, aprovechando el ganado el ramón y utilizándose las partes más gruesas como leña (Allende Álvarez *et al.*, 2012).

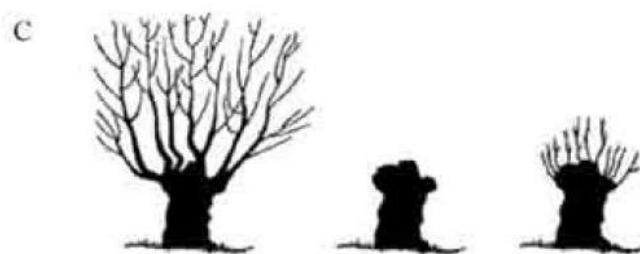


Figura 8.3; Forma adquirida por el fresno tras sucesivos trasmochos. La figura representa, de izquierda a derecha, al fresno el año antes de la poda, tras la poda y al año siguiente. Tomado de Pardo Navarro *et al.* (2003).

Los insectos saproxílicos son considerados indicadores adecuados de la biodiversidad de los bosques, de manera que los más maduros y menos intervenidos albergarían comunidades de saproxílicos más complejas y diversas (Samuelsson *et al.*, 1994; Martikainen *et al.*, 1999; Grove, 2002). Sin embargo, los muestreos han demostrado que las tres dehesas estudiadas, aunque muy intervenidas y con un alto grado de transformación, bastante alejado de su madurez, albergan una comunidad de insectos saproxílicos diversa, con un buen número de especies de notable interés, lo que aparentemente entraría en contradicción con lo que se ha señalado anteriormente. Resultados similares han mostrado otros estudios realizados en montes manejados de forma parecida en otros puntos de España (Martínez de Murguía *et al.*, 2003; Martínez de Murguía *et al.*, 2004; Martínez de Murguía *et al.*, 2007; Pagola Carte, 2006; Pagola, 2007; Sánchez Martínez *et al.*, 2012).

El aprovechamiento del que han sido objeto por el ser humano durante siglos, lejos de acabar por completo con sus valores naturales, les ha dado una forma tal que han sido capaces de sustituir a los bosques maduros ya que los árboles podados mediante métodos tradicionales toman una conformación similar a la de los árboles veteranos (Read, 1996, 2000), con numerosos nichos explotables por la fauna saproxílica (Figura 8.4).

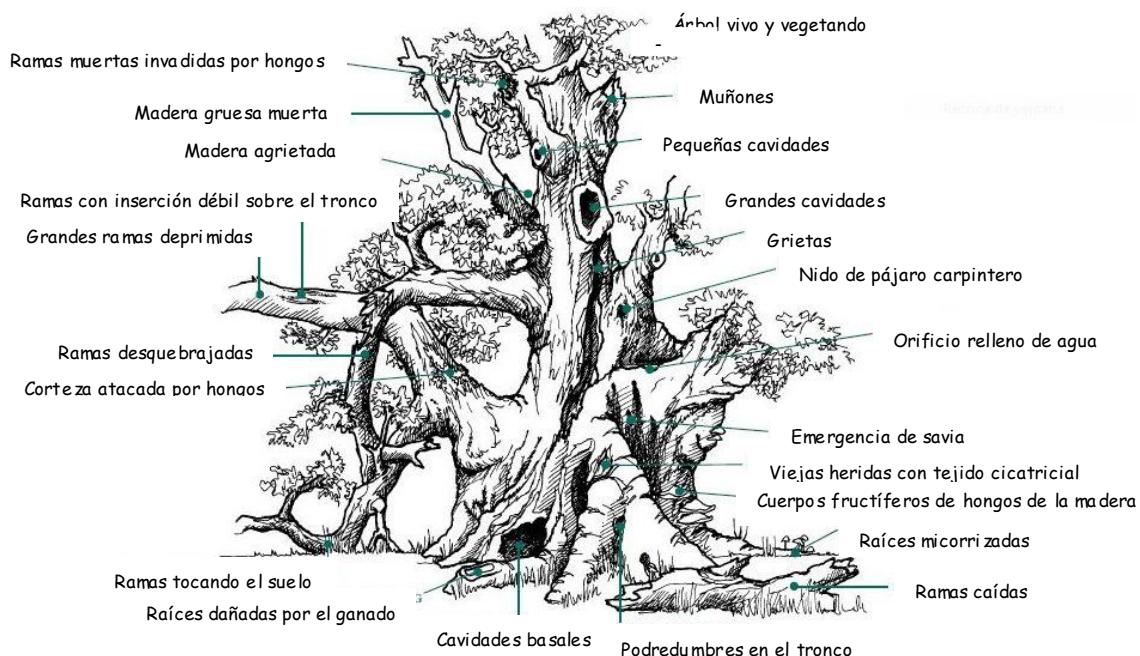


Figura 8.4: Árbol veterano ideal mostrando la gran diversidad de hábitats potencialmente adecuados para la fauna saproxílica. Tomado de Read (2000).

Las podas sostenidas en el tiempo, además de favorecer una mayor longevidad del arbolado, generan cavidades y pudriciones que favorecen la diversidad de hábitats y secundariamente la biodiversidad de especies saproxílicas (Duccasse & Brustel, 2008; Sebek *et al.*, 2013). Consecuentemente, estos árboles tienen un gran valor ecológico, aparte de su valor intrínseco y cultural, porque suponen el refugio relictual para una serie de especies forestales (mamíferos, aves, insectos, musgos, líquenes, hongos,...) que en mayor o menor medida están amenazados de extinción por creciente escasez de un nicho ecológico adecuado a sus requerimientos (Moe & Botnen, 1997; Dubois *et al.*, 2009b; Robles *et al.*, 2011).

8.3 SITUACIÓN ACTUAL Y RECOMENDACIONES DE MANEJO EN CADA MONTE

Actualmente cada monte presenta unas características distintas, lo que hace que las medidas a tomar en favor de la fauna saproxílica, de acuerdo con la situación administrativa y los aprovechamientos regulados en cada uno, sean también distintas.

Las directrices de manejo deben estar orientadas a satisfacer alguno de estos tres objetivos: aumentar la cantidad global de madera muerta o senescente disponible para la fauna saproxílica; planificar el paisaje para evitar el aislamiento y facilitar la conectividad entre puntos interesantes; y procurar la existencia de madera muerta en la mayor cantidad de formas posible (en pié o caída, diámetro grande o pequeño, de diferentes especies arbóreas, con distinto grado de insolación, en diferente grado de descomposición, etc.), optimizando la diversificación de hábitats disponibles para la fauna saproxílica (Jonsson *et al.*, 2005).

Sin embargo, la actual falta de conocimiento sobre las necesidades concretas de una gran parte de las especies sapróxilicas o de la influencia sobre ellas de numerosos factores ambientales impide, por el momento, formalizar prescripciones normativas o simples ‘recetas’ concretas y cuantificadas que puedan ser aplicadas a la generalidad de los montes (Jonsson *et al.*, 2005; Campanaro *et al.*, 2011).

8.3.1 Dehesa Bonita de Somosierra

En la actualidad los objetivos productivos de la Dehesa Bonita de Somosierra, según su proyecto de ordenación, son el aprovechamiento de pastos, con una carga ganadera asignada de 100 cabezas de vacuno y 40 de ovino, y la producción de leñas. Antiguamente el aprovechamiento de leñas era realizado por los propios vecinos, pero en los últimos años esta situación dejó de producirse, pasando la administración a realizar tanto el señalamiento como las cortas (De Andrés Almeida, 2001).

La madera aprovechada como leña procede, en su mayor parte, de los tratamientos de resalteo para conversión en monte alto realizados en algunos rodales poblados por monte bajo de robles con densidad excesiva, complementándose con “cortas por huroneo de pies muertos, enfermos, reviejos o en mal estado” realizadas en cualquier lugar del monte y sobre cualquier especie arbórea. La madera obtenida como subproducto de estos tratamientos queda depositada a pie de pista, siendo los propios vecinos quienes realizan la saca de la leña del monte en la fecha que les resulta más conveniente. Normalmente no hace falta realizar la eliminación de residuos ya que se aprovechan hasta las ramas más finas. En alguna ocasión en la que la eliminación ha sido necesaria se ha realizado por quema.

Recomendaciones:

- 1.- Eliminar drásticamente la práctica de la extracción de madera muerta o decrepita por huroneo. Estas tareas, antes justificadas como necesarias para el mantenimiento de la sanidad del monte son sin duda innecesarias, y aun suponiendo un pequeño porcentaje del total de la madera retirada probablemente han conllevado la eliminación de gran cantidad de hábitats adecuados para las especies saproxílicas, especialmente cuando han afectado a piezas de gran diámetro o árboles con cavidades.
- 2.- Dado que las posibilidades de incendio en este monte son mínimas se deben suprimir o minimizar las labores de limpieza por razones puramente estéticas, que a menudo tienden a eliminar los pies decrepitos o moribundos, fundamentales para la pervivencia de las especies saproxílicas.
- 3.- Regulación de las fechas en que se realizan las labores de resalveo impidiendo expresamente que la madera puesta a pie de pista a disposición de los vecinos permanezca en el monte en los meses en que se produce la reproducción de las especies saproxílicas. En varias ocasiones en los últimos años hemos observado como la madera recién cortada permanecía tendida en el suelo en los meses de primavera y verano, resultando irresistiblemente atractiva para numerosas especies de coleópteros saproxílicos que copulaban y posteriormente realizaban la ovoposición sobre ellas. Consecuentemente, la retirada de esa madera por los vecinos en fechas posteriores conlleva una pérdida notable de efectivos en numerosas especies potencialmente interesantes. La regulación de las operaciones de corta y extracción de la madera del monte sería suficiente para evitar estas pérdidas.
- 4.- Señalamiento de algunos ejemplares de roble y de otras especies arbóreas presentes en el monte con las dimensiones adecuadas para su posterior poda siguiendo los métodos tradicionales con objeto de favorecer la continuidad de los sustratos aprovechables por las especies saproxílicas a que secularmente han dado lugar este tipo de prácticas (oquedades, podredumbres, etc.) (Ducasse & Brustel, 2008; Sebek *et al.*, 2013). Estas operaciones se podrían limitar inicialmente a la superficie arbolada del monte (65 hectáreas según el inventario del año 2000), quedando el número total de árboles a tratar condicionado por la disponibilidad económica, ya que se trata de una operación deficitaria dado el bajo precio de la leña. El coste por árbol tratado varía entre 113 y 226 € según el catálogo de Tarifas Forestales de Navarra (Gobierno de Navarra, 2011) para árboles de pequeño o mediano porte, respectivamente. Operaciones parecidas se han diseñado en los últimos tiempos en otros montes españoles (Sánchez Martínez *et al.*, 2012; Mugarza Martínez, 2012) aprovechando fondos europeos destinados a

proteger las poblaciones de organismos saproxílicos a la vez que salvaguardar el valor cultural de los usos tradicionales llevados a cabo en esos montes.

8.3.2 Hayedo de Montejo

Tras varios siglos continuados de explotación, las últimas operaciones de extracción de madera en este monte se realizaron en la década de los 60 del siglo pasado. Desde su designación como Sitio Natural de Interés Nacional, por decreto 2869/74 del Ministerio de Agricultura, los objetivos productivos, ya se refieran a aprovechamientos madereros o de pastos, han dado paso a otros de conservación, educativos, científicos y de desarrollo local, excluyendo cualquier tipo de aprovechamiento maderero y vetando la entrada del ganado al monte. Estas medidas lo convierten en un lugar muy adecuado para la preservación y estudio de la fauna saproxílica.

Recomendaciones:

1.- Limitación de las labores de saneamiento y limpieza, realizándose únicamente aquellas que sean necesarias para mantener la seguridad del personal adscrito al monte y de los posibles visitantes. Si algún pie muerto pudiera entrañar peligro para las personas por estar cerca de alguna de las sendas marcadas puede ser suficiente con podar las ramas potencialmente peligrosas o cortar el fuste a una altura de tres metros, permaneciendo en todos los casos la madera apeada en el monte junto al tocón.

2.- Como en la Dehesa de Somosierra, señalamiento de pies con dimensiones adecuadas para ser sometidos a podas periódicas siguiendo los métodos tradicionales antes descritos. Estas prácticas, además de mantener unos usos culturales ancestrales que también es necesario preservar, se ha demostrado proporcionan a medio plazo gran diversidad de sustratos adecuados para el desarrollo de la fauna saproxílica (Read, 1996, 2000; Mansion, 2010). De esta forma se puede acortar el plazo que sería necesario para que de forma natural se formaran de un mínimo de árboles que pudiera sustituir a los que ahora aportan al monte ese tipo de hábitats (Sebek *et al.*, 2013). Esta práctica se limitaría a aquellos rodales del monte con menos de 40 Tm/Ha de madera muerta pues se entiende que por encima de esos niveles no van a faltar hábitats alternativos para la fauna. En todo caso, el número total de árboles a tratar quedaría en función de la disponibilidad económica por el elevado coste de la operación.

3.- De forma análoga, y con un coste mucho más bajo, se puede valorar la posibilidad de señalar algunos pies por hectárea de las clases diámetricas más bajas para ser parcialmente descortezados a nivel del cuello, lo que a largo plazo

genera cavidades basales esenciales para el mantenimiento de la fauna saproxílica ligada a este tipo de nichos.

4.- Aplicación efectiva de la prohibición de entrada del ganado al monte, ya que su presencia dificulta la regeneración del arbolado, especialmente en las zonas rasas de las solanas, hoy con densidad defectiva

5.- Continuación de los programas de estudio de la fauna saproxílica iniciados en este lugar. Los diferentes indicadores prevén la existencia de alrededor de más de un centenar de especies de coleópteros saproxílicos aún no detectadas en este bosque, y cuyo conocimiento sería fundamental para valorar de forma adecuada su importancia en la conservación de este grupo. De forma análoga, quedan pendientes de estudio otros aspectos relacionados con la fauna saproxílica, como fauna asociada a cavidades, fauna asociada a madera de diferentes diámetros, dispersión de especies, sucesión de especies según grado de descomposición de la madera, fauna saproxílica asociada a hongos lignícolas, etc.

6.- Incorporación del valor de la fauna saproxílica y su conservación a los programas de educación ambiental desarrollados en este monte. El mayor conocimiento del valor de esta fauna implicará a corto o medio plazo una mayor aceptación por parte de los visitantes, haciendo que la administración se sienta más concernida en su conservación.

8.3.3 Dehesa de Madarcos

En la actualidad la producción preferente de este monte es la de pastos, que se aprovechan a diente por ganado vacuno. Hasta hace unos 30 años la dieta del ganado era complementada al final del verano con el aprovechamiento de ramón, principalmente de fresno y en menor medida de melojo, para lo que se procedía al trasmochado periódico de la mayor parte de los árboles de la parte baja de la dehesa.

El rebasamiento de los turnos con que se procedía a esa labor hace que en la actualidad la mayoría de los árboles presenten un crecimiento excesivo de la copa. Esto implica que se multipliquen las posibilidades de rotura en caso de vendaval o por simple exceso de peso. Igualmente, se ha demostrado que la usencia de labores una vez que los árboles han sido sometidos al régimen de podas puede acelerar su envejecimiento (Read, 2000).

Recomendaciones:

1.- Mantenimiento de la explotación de pastos en el monte, pero en todo caso evitando su intensificación.

2.- Aunque en la dehesa se observa cierta regeneración natural, con nuevos pies de fresno y roble que crecen al amparo de zarzas y espinos, sería necesario evaluar la conveniencia de complementarla con la plantación de nuevos pies de las dos especies en zonas de la dehesa hoy más despobladas, hasta alcanzar al menos 10 pies por hectárea. De esta forma se garantizaría la continuidad en el tiempo del arbolado cuando mueran los pies envejecidos que pueblan este monte en la actualidad. El principal inconveniente de esta medida es su coste, aproximadamente 21 €/árbol plantado, incluyendo coste de la planta, apertura de hoyos, plantación, colocación de tutores y protección con malla cinegética (Gobierno de Navarra, 2011).

3.- Igualmente, sería interesante evaluar la posible plantación de fresnos en las orillas del Arroyo Hondo, aguas abajo de la propia dehesa, hasta alcanzar el curso del Arroyo de San Benito, enlazando con las fresnedas allí existentes, facilitando a medio o largo plazo la continuidad de hábitats adecuados para la fauna saprofílica, hoy parcialmente aislada en la dehesa.



Figura 8.5: Ejemplar de fresno en la dehesa de Madarcos vuelto a trasmolar en 2012 de forma experimental tras décadas de ausencia de estas labores.

4.- Como en los dos casos anteriores, señalamiento de algunos árboles y reanudación de las podas tradicionales para evitar un mayor deterioro de los trasmochos a la vez que se prolonga su longevidad (Read, 2000). La realización de estas labores, condicionada por su alto coste, se ha reiniciado por la Administración Forestal de forma experimental en los veranos de 2012 y 2013 (Figura 8.5), afectando a 40 árboles cada tempodara.

8.3.4 Pinar de La Maleza

En España las repoblaciones de coníferas generalmente han ocupado espacios dentro del dominio de las quercíneas, siendo normalmente sus efectos sobre la diversidad biológica negativos y muy significativos (Campos Palacín, 1993). Este pinar, como la mayoría de los plantados en la comarca en la segunda mitad del siglo pasado, tiene como principal función la protección de la red de embalses que garantizan el abastecimiento de aguas de la ciudad de Madrid. Las masas de pinos de crecimiento rápido evitan la erosión en unas laderas en que la vegetación preexistente, en este caso un monte bajo de melojar presumiblemente muy degradado, se consideraba ineficiente para ese fin.

Lo ideal es que, a medio o largo plazo, se realicen tratamientos selvícolas de transformación que propicien el cambio de especie dominante en este monte. El proceso se inicia con un aclarado progresivo del pinar, para que la paulatina puesta en luz permita un mayor desarrollo del estrato de quercíneas subyacente, en este caso de roble melojo. El proceso puede comenzar en los rodales más secos o expuestos del monte, menos favorables a la presencia de pino, en los que poco después de la apertura del estrato de coníferas debe procederse al desbroce selectivo de matorral, para evitar competencia, y resalteo y poda de formación de los chiriales de melojo de mayor tamaño (Serrada, 2011; Arrenechea Veramendi, 2012). Con el tiempo, el pinar debe dar paso a un bosque de quercíneas y otras especies de planifolios, entre las que podría encontrarse el haya en las zonas limítrofes con el Hayedo de Montejo, igualmente eficientes en la contención de la erosión y más cercanas a las formaciones consideradas climáticas en la zona. Se trata de un proceso caro, pero que puede financiarse sólo en parte con el valor de la madera de pino extraída del monte. Aunque con varios años de retraso, quizás décadas, las primeras claras en este monte se han llevado a cabo en el año 2012.

Conforme se produce el cambio de especie forestal dominante, las especies saproxílicas ligadas a la presencia de coníferas irán dando paso a otras comunidades ya representadas en los restos del melojar subyacente o presentes en los montes maduros de quercíneas colindantes.

Recomendaciones:

1.- Presionar a la administración competente para que implemente los tratamientos selvícolas capaces de producir esa transición en los plazos más adecuados.

CAPÍTULO 9

CONCLUSIONES

Los muestreos sistemáticos realizados en los cuatro montes han revelado la presencia de 357 especies de coleópteros saproxílicos (Capítulo 4; Anexo 1), siendo el Hayedo de Montejo el que mantiene una fauna más diversa, con 220 especies observadas. Le siguen la Dehesa de Madarcos con 116, el Pinar de La Maleza con 115 y la Dehesa de Somosierra con 109, si bien la diversidad en esta última localidad podría ser mayor dado que la interferencia allí del ganado vacuno con los dispositivos de captura motivó la pérdida de parte del material colectado. Los resultados de los muestreos no sistemáticos (Anexo 2) también indican que la fauna de la Dehesa de Somosierra podría ser más variada de lo constatado por los muestreos sistemáticos. No se han detectado especies nuevas para la ciencia, al margen de *Opilo lencinai* Bahillo de la Puebla & López-Colón, 2011, capturada en el Hayedo de Montejo y descrita mientras se desarrollaba este trabajo. Se han encontrado nueve especies nuevas para la Península Ibérica y muchas otras nuevas o escasamente citadas en el centro peninsular.

La Dehesa de Somosierra y el Hayedo de Montejo son los montes que presentan las faunas más parecidas, abundando en estas dos localidades especies ligadas a madera de planifolios, buena parte de ellas de óptimo centroeuropeo. La Dehesa de Madarcos comparte con las dos primeras localidades algunas especies ligadas a quercíneas, aportando como singularidades algunas especies asociadas a fresnos, especies que se desarrollan en árboles huecos y cierto número de especies típicamente mediterráneas. El Pinar de La Maleza es la localidad que presenta la fauna más diferenciada por estar integrada, en buena medida, por especies ligadas a coníferas, muchas de ellas comunes y de amplia distribución típicas de repoblaciones forestales.

Los estimadores de diversidad, tanto paramétricos como no paramétricos, aplicados a los resultados de los cuatro muestreos (Capítulo 5), indican que la fauna saproxílica más diversa es la del Hayedo de Montejo, que incluiría entre 254 y 332 especies de coleópteros. En la Dehesa de Madarcos se encontrarían entre 134 y 188 especies. La Dehesa de Somosierra albergaría entre 128 y 205 especies; y el pinar de La Maleza entre 132 y 233. Para el conjunto de los cuatro montes los indicadores predicen la presencia de entre 411 y 512 especies de coleópteros saproxílicos.

La amplia variabilidad en cuanto a cantidad de madera muerta observada en las distintas estaciones de muestreo fijadas en el Hayedo de Montejo ha permitido estudiar la influencia entre este factor y la diversidad de la fauna de coleópteros saproxílicos (Capítulo 6). Los resultados confirman una correlación positiva entre los dos parámetros indicados, siendo mayor cuando la diversidad se mide en número de familias que cuando se mide en números de especies, y en este caso es a su vez mayor que cuando se utiliza como medida de la diversidad el número de individuos. Las curvas de acumulación nos indican que sería aconsejable mantener en este monte un mínimo de en torno a 40 metros cúbicos de madera muerta por hectárea dado que hasta esa cifra la acumulación de madera se traduce en sustanciales incrementos en la diversidad de la fauna saproxílica.

En cuanto a la eficiencia de los tres dispositivos de muestreo utilizados (Capítulo 7), la trampa de ventana ha sido, con diferencia, el más efectivo en todas las localidades y en el conjunto, en la captura de especies, con un total de 293. Le siguen las trampas aéreas con cebo oloroso con 152, y las trampas de embudos con 132 especies. Las trampas de ventana aportan 141 especies capturadas exclusivamente por este tipo de dispositivo. La cifra se reduce a 41 especies en el caso de las trampas aéreas con cebo oloroso, y a 16 en el caso de las trampas de embudos. La complementariedad más alta se detectó entre trampas de ventana y aéreas. En general, la efectividad de los diferentes dispositivos de captura ha sido baja, habiéndose capturado en gran número sólo unas pocas especies consideradas muy abundantes.

La conservación de la fauna saproxílica en tres de los montes estudiados, los poblados por planifolios, pasaría, por una parte, por reiniciar algunas labores de poda tradicional (poda a 'horca y pendón' en los tres montes y trasmocho de fresnos en la Dehesa de Madarcos) dado que se ha demostrado que los árboles podados a medio plazo una gran diversidad de micro hábitats saproxílicos. Como segunda medida, y dado que ninguno de estos montes tiene como vocación productiva principal la producción maderera, se debería limitar en ellos la extracción de madera muerta, especialmente cuando se trate de piezas gruesas o árboles huecos, que se ha demostrado son los que muestran un mayor potencial en la generación de nichos aprovechables por las especies saproxílicas (Capítulo 9). No se consideran mejoras para el pinar, dado que debería tratarse de una formación vegetal de transición.

CAPÍTULO 10

BIBLIOGRAFÍA

- Abelló, M.A., 1985. *Historia y evolución de las repoblaciones forestales en España*. Universidad Complutense, Madrid. 749 pp.
- Aber, J.D. & Melillo, J.M., 1991. *Terrestrial Ecosystems*, 2^a. Edición. Academic Press, San Diego, California. 543 pp.
- Alexander, K.N.A., 2002. The invertebrates of living and decaying timber in Britain & Ireland. A provisional annotated checklist. *English Nature Research Reports*, 467: 1-142.
- Alexander, K.N.A., 2004. Revision of the Index of Ecological Continuity as used for saproxylic beetles. *English Nature Research Reports*, 574: 1-60.
- Alexander, K.N.A., 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: issues of definitions and conservation language. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 63: 1-6.
- Alexander, K.N.A., 2009. The violet click beetle *Limoniscus violaceus* (Müller, P.W.J.) (Coleoptera, Elateridae) in England: historic landscapes, ecology and the implications for conservation action. En: Buse, J.; Alexander, K.N.A.; Ranius, T. & Assmann, T. (Eds.). *Saproxylic Beetles. Their role and diversity in European woodland and tree habitats*. Proceedings of the 5th Symposium and workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft, Sofia-Moscow, 235 pp.
- Alinvi, O.; Ball, J.P.; Danell, K.; Hjältén, J. & Petterson, R.B., 2007. Sampling Saproxylic beetles assemblages in dead wood logs: comparing window and elector traps to traditional bark sieving and a refinement. *Journal of Insect Conservation*, 11: 99-112.
- Allemand, R. & Aberlenc, H.P., 1991. Une méthode efficace d'échantillonnage de l'entomofaune de frondaisons: le piège attractif aérien. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, 64: 293-305.
- Allemand, R; Constantin, R. & Brustel, H., 1999. Inventaire commenté des Lycidae de la faune de France. Redécouverte de *Benibotarus alternatus* (Fairmaire) dans les Pyrénées (Coleoptera, Cantharoidea). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 104(I): 91-100.
- Allende Álvarez, F.; Gómez Mediavilla, G.; López Estébanez, N. & Sobrino García, J., 2012. *Podas y trasmochos en las ordenanzas forestales del sistema central español y su impronta en el paisaje forestal actual*. Ponencia. IV Encuentro de Historia Forestal, Vitoria.
- Allué-Andrade, J.L., 1990. *Atlas Fitoclimático de España. Taxonomías*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid. 221 pp.
- Alm, S.R.; Hall, F.R.; Mac Govern, T.P. & Williams, R.N., 1986. Attraction of *Glischrochilus quadrisignatus* (Coleoptera Nitidulidae) to semiochemicals; butyl acetate and propyl propionate. *Journal of Economical Entomology*, 79: 654-658.
- Alonso-Zarazaga, M.A., 2002. Presencia de dos especies de Athribidae (Coleoptera) en la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 31: 141-143.
- Amo, G. & Burgaz, A.R., 2005. Contribución a la flora liquénica epífita del Hayedo de Montejo de la Sierra (Madrid). *Botánica Complutensis*, 29: 13-22.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.

Arrenechea Veramendi, E., 2012. *Regeneración de Quercus ilex en masas artificiales de Pinus sylvestris*. En: Vericat, P; Piqué, M.; Serrada, R. (eds.). *Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida), p. 164-165.

Ås, S., 1998. The importance of altered disturbance regimes for local and regional diversity of saproxylic beetles in the boreal forest, pp. 26. En: Gustafsson, L.; Weslien, J.O.; Palmer, C.H. & Sennerby-Forse, L. (eds.): *Biodiversity in managed forests: concepts and solutions, Sweden 1997: abstracts of invited papers, voluntary papers and posters*, Uppsala, Sweden, May 29-31 1997. Report, 1. SkogForsk: Uppsala. 153 pp.

Ashe, J.S., 1984. Major features in the evolution of relationship between gyrophaenine staphylinid beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Aleocharinae) and fresh mushrooms. En: Wheeler, Q. & Blackweel, M. (Eds.). *Fungus-Insects Relationship: Perspectives in Ecology and Evolution*. Columbia University Press, New York, 227-255.

Aspöck, H., 2002. The biology of Raphidioptera: a review of present knowledge. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 48 (Suppl. 2): 35-50.

Assing, V., 2007. Two new species and additional records of “small” eyed *Quedius* from the Eastern Mediterranean. *Beiträge zur Entomologie*, 57(2): 335-345.

Atyi, R.E. & Simula, M., 2002. *Forest Certification: Pending Challenges for Tropical Timber*. Kuala Lumpur: ITTO International Workshop on Comparability and Equivalence of Forest Certification Schemes. 68 pp.

Audisio, P., 1993. *Fauna d'Italia*. Vol. XXXII. *Coleoptera Nitidulidae-Kateretidae*. Edizioni Calderini. Bologna. 971 pp.

Audisio, P., 2013. Fauna Europaea: *Corylophidae*. Fauna Europaea versión 2.6, <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 6 de diciembre de 2013.

Atay, E.; Jansson, N. & Gürkan, T., 2012. Saproxylic beetles on old hollow oaks (*Quercus* spp.) in a small isolated area in southern Turkey. *Zoology in the Middle East*, 57: 105-114.

Bader, P.; Jansson, S. & Jonsson, B.G., 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forest. *Biological Conservation*, 72, 355-362.

Baev, P.V. & Penev, L.D., 1995. *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. V. 5.1. Pensoft, Sofía-Moscú. 57 pp.

Bahillo de la Puebla, P. & López-Colón, J.I., 2001b. *Cléridos de Andalucía* (Coleoptera, Cleridae). Ayuntamiento de Utrera-Fundación El Monte-Sociedad Andaluza de Entomología. 77 pp.

Bahillo de la Puebla, P. & López-Colón, J.I., 2011. *Opilo lencinai*, sp. nov., nuevo clérido de la Península Ibérica (Coleoptera: Cleridae). *Heterópterus Revista de Entomología*, 11(1): 21-28.

Balachowsky, A., 1949. *Faune de France*. Vol. 50. *Coléoptères Scolytides*. Federation Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique, París. 320 pp.

- Barbalat, S., 1995. Efficacité compare de quelques méthodes de piégeage sur certain coléoptères et influence de l'anthophilie sur le résultat des captures. *Bulletin de la Spcieté Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 118: 39-52.
- Barbalat, S., 1996. Influence de l'exploitation forestière sur trois familles de coléoptères liés au bois dans les Gorges de l'Areuse. *Revue Suisse de Zoologie*, 103: 553-564.
- Barbosa, P. & Wagner, M.R., 1988. *Introduction to forest and shade tree insects*. Academic Press, London. 639 pp.
- Barthod, C., 1997. *La protection des forêts dans la politique forestière française. Cas particulier des réserves intégrales*. Communication orale, Colloque Naturalité et forêts d'Europe, Conseil de l'Europe, Strasbourg. 10 pp.
- Bass, S.; Thornber, K.; Markopoulos, M; Roberts, S. & Grieg-Gran, M., 2001. *Certification's Impacts on Forests, Stakeholders and Supply Chains*. International Institute for the Environment and Development. Nottingham. 153 pp.
- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L., 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Oxford: Blackwell Publishing. 759 pp.
- Behne, I., 2013. Fauna Europaea: Curculionidae; Mesoptiliinae. En: Alonso-Zarazaga, M.A. (Ed.). Fauna Europaea: Coleoptera 1. Fauna Europaea version 2.6, <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 2 de diciembre de 2013.
- Bell, T.P., 2010. A novel technique for monitoring of highly cryptic lizard species in forests. *Herpetological Conservation and Biology*, 4: 145-425.
- Bellés, X., 2002. A synopsis of the subgenus *Cyphoderes* Mulsant & Rey, including the description of *Ptinus (Cyphoderes) catalonicus* sp.n. (Coleoptera: Ptinidae). *Elytron*, 16: 97-105.
- Bellés, X. & Bosch, J., 1994. Nuevos datos taxonómicos, corológicos y biológicos sobre *Ptinus (Gynopterus) pyrenaeus* Pic (Coleoptera, Ptinidae). *Orsis*, 9: 77-84.
- Bellot, F., 1944. Estudio de la vegetación y flora de la comarca de Somosierra. *Anales de la Real Academia de Farmacia*, 2: 109-129.
- Berg, Å.; Enström, B.; Gustaffson, L.; Hallingbäck, T.; Jonsell, M. & Weslien, J., 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forest: Distribution and habitat associations. *Conservation Biology*, 8: 718-731.
- Berryman, A.A., 1986. *Forest insects: principles and practice of population management*. Plenum Press, New York. 279 pp.
- Berryman, A.A., 1988. *Dynamics of Forest Insect Populations. Patterns, causes and implications*. Plenum Press, New York. 603 pp.
- Bíly, S. & Mehl, O., 1989. *Longhorn Beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Fennoscandia and Denmark*. Fauna Entomologica Scandinavica, Volume 22. Scandinavian Science Press Ltd. 205 pp.

Blanco Castro, E.; Casado González, M.A.; Costa Tenorio, M.; Escribano Bombín, R.; García Antón, M.; Génova Fuster, M.; Gómez Manzaneque, A.; Gómez Manzaneque, F.; Moreno Sáaiz, J.C.; Mora Juaristi, C.; Regato Pajares, P. & Sainz Ollero, H., 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona. 572 pp.

Blandin, P., 1995. Les forêts: développement ou conservation durable. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 25: 47-52.

Bordoni, A. 1974. Studi sistematica e la geonemia del genere *Quedius Steph.-III-* Le specie italiane appartenenti al sottogenere *Microsaurus* (Steph.) sensu Gridelli, 1924 (Col. Staphylinidae). *Redia*, 54:1-84.

Borowski, J. 2007. *Ptinidae (Subfamilia Ptininae)*. pp: 329-339. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Bouget, C. & Brustel, H., 2009. Window flight traps. En: Bouget, C. & Nageleisen, L.M. (eds). Forest insect studies: Methods and techniques. Key consideration for standardisation. *Les dossiers forestiers*, vol 19. Office National des Forêts, Paris, pp 100-105.

Bouget, C.; Brustel, H.; Brin, A. & Noblecourt, T., 2008. Sampling saproxylic beetles with window flight traps: methodological insights. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 10: 21-32.

Bouget, C.; Brustel, H.; Brin, A. & Valladares, L., 2009. Evaluation of window flight traps for effectiveness at monitoring dead wood associated beetles: the effect of ethanol lure under contrasting environmental conditions. *Agricultural and Forest Entomology*, 11: 143-152.

Bowestwad, S., 2007. *Corylophidae*. pp.: 631-635. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Bravo, J., 1993. *Montes para Madrid. El abastecimiento de carbón vegetal a la Villa y Corte entre los siglos XVII y XVIII*. Madrid, Caja Madrid. 302 pp.

Brimblecombe, P. & Pfister, C., 1990. *The silent countdown. Essays in European environmental history*. Springer-Verlag, Berlin. 264 pp.

Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H. & Jactel, H., 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation*, 15: 653-669.

Brin, A.; Meredieu, C.; Piou, D.; Brustel, H. & Jactel, H., 2009. Changes in Quantitative Patterns of Dead Wood in Maritime Pine Plantations over Time. *Forest Ecology and Management*, 256(5): 913-921.

Bruce, N., 1936. Monographie der Europäischen Arten der Gattung *Cryptophagus* Herbst mit besonderer Berücksichtigung der Morphologie des männlichen Kopulationsorgans. *Acta Zoologica Fennica*, 20: 1-167.

Brustel, H., 2004. *Coléoptres sproxyliques et valeur biologique des fôrets françaises*. Collection dossiers forestiers, n°13. Office national des Forêts. 297 pp.

Brustel, H., 2011. Le genre *Nemozoma* Latreille, 1804: clé des espèces ouest-palearctique et présence en France de *N. caucasicum* Ménétriès, 1832 (Coleoptera, Trogossitidae). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 116(4): 453-462.

Brustel, H. & Clary, J., 2000. Oh, cette Grésigne! Acquisitions remarquables pour cette foret et le Sud-Ouest de la France: données faunistiques et perspectives de conservation; supplément au catalogue de Jean Rabil, 1992, 1995 (Coleoptera). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 105(4): 357-374.

Brustel, H. & Dodelin, B., 2005. *Coléoptères saproxyliques: exigences biologiques et implications de gestion*. Pp: 127-136. En: Vallauri, D.; André, J.; Dodelin, B.; Eynard-Machet, R. & Rambaud, D. (Coord.). *Bois mort et à cavités. Une clé pour des fôrets vivantes*. Lavoisier Tec. & Doc., París. 405 pp.

Buckland, P.C. & Dinnin, M.H., 1993. *Holocene woodlands, the fossil insect evidence*. En: Dead Wood Matters: *The Ecology and Conservation of Saproxylic Invertebrates in Britain*. Eds. Kirby, K.J. & Drake, C.M. English Nature, Peterbourg. Pp. 6-20.

Bulakowsky, B., 1975. Development, distribution and habits of *Trixagus dermestoides* (L.), with notes on the Throscidae and Lissomidae (Coleoptera, Elateroidea). *Annales Zoologici*, 32(17): 375-405.

Burakowski B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1978. Chrząszcze Coleoptera, Histeroidea i Staphylinidoidea prócz Staphylinidae. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 5. PWN, Varsovia. 356 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1979. Chrząszcze Coleoptera, Kusakowate – Staphylinidae, cz. 1. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 6. PWN, Varsovia. 310 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska J., 1980. Chrząszcze Coleoptera, Kusakowate – Staphylinidae, cz. 2. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 7. PWN, Varsovia. 272 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska J., 1981. Chrząszcze Coleoptera, Kusakowate – Staphylinidae, cz. 3: Aleocharinae. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 8. PWN, Varsovia. 330 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1986a. Chrząszcze Coleoptera, Dermestoidea, Bostrichoidea, Cleroidea i Lymexyloidea. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 11. PWN, Varsovia. 243 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1986b. Chrząszcze Coleoptera, Cucuoidea, cz. 2. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, vol. 13. PWN, Varsovia. 278 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1987. *Katalog Fauny Polski*. Część XXIII, Tom 14. Chrząszcze Coleoptera, Cucuoidea, cz. 3. PWN, Varsovia. 309 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 1992. *Katalog Fauny Polski*. Part XXIII, Vol 18. Chrząszcze Coleoptera, Ryjkowcowate prócz ryjkowców – Curculionoidea prócz Curculionidae. MiZ PAN, Varsovia. 324 pp.

Burakowski, B.; Mroczkowski, M. & Stefańska, J., 2000. Chrząszcze Coleoptera, Uzupełnienia tomów 2-21. *Katalog Fauny Polski* Część XXIII, vol. 22. MiZ PAN, Varsovia. 252 pp.

Burgaz Moreno, A.R. & Amo, C., 2005. Contribución a la flora liquénica epífita del Hayedo de Montejo de la Sierra (Madrid). *Botánica complutensis*, 29: 13-22.

Buse, J.; Levanony, T.; Timm, A.; Dayan, T. & Assmann, T., 2008. Saproxylic beetle assemblages of three managed oak woodlands in the Eastern Mediterranean. *Zoology in the Middle East*, 45: 55-66.

Butler, J.; Alexander, K. & Green, T., 2002. Decaying Wood: An Overview of Its Status and Ecology in the United Kingdom and Continental Europe. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181.

Campanaro, A. & Bardiani, M., 2012. Walk transects for monitoring of *Lucanus cervus* in an Italian lowland forest. En: Jurc, M. (Ed.). Saproxylic beetles in Europe. Monitoring, biology and conservation. *Studia Forestalia Slovenica*, 137: 17-22

Campanaro A.; Bardiani M.; Spada L.; Carnevali L.; Montalto F.; Antonini G.; Mason F. & Audisio P. (eds), 2011. Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. *Quaderni Conservazione Habitat*, 6. Cierre Grafica, Verona, 8 pp. + CD-ROM

Campos Palacín, P., 1993. *Valores comerciales y ambientales de las dehesas españolas*. Agricultura y Sociedad, 66: 9-41.

Canaday, C.L., 1987. Comparison of insect fauna captured in 6 different trap types in a douglas-fir forest. *Entomology*, 119: 1101-1118.

Carbiener, D., 1995. Pour une gestion écologique de les forêts européennes. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 29: 19-38.

Casado, L.G., De Nicolás, J.P. & Mosquera, M.T., 1980. *Atlas climatológico básico de la subregión de Madrid*. Coplaco-M.O.P.U. Madrid. 181 pp.

Castro Tovar, A.; Sáez Bolaño, J. & Baena, M., 2008. Nuevas citas de Bolitophagini Kirby, 1837 (Coleoptera: Tenebrionidae) de España. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 361-365.

Cate, P.C., 2004. *Elateridae*. Pp: 89-209. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Cavalli, R. & Doninni, F., 2003. Possible management actions to increase the amount of dead and marcescent wood. En: Mason, F.; Nardi, T. & Tinato, M. Legno Morto: una chiave per la biodiversità. Proceedings of the International Symposium 29th – 31st May 2003. Mantova (Italy). *Sherwood – Foreste et alberi oggi*, 85. Supplemento 2: 45-48.

Chao, A., 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.

Chao, A.; Hwang, W.H.; Chen, Y.C. & Kuo, C.Y., 2000. Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica*, 10: 227-246.

Chao, A. & Lee, S.M., 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87: 210-217.

- Chao, A. & Shen, T.J., 2003. Program SPADE: (Species Prediction and Diversity Estimation). Program and User's Guide disponibles en: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw>>, con acceso el 6 de octubre de 2013.
- Chatenet, G., 1986. *Guide des Coléoptères*. Delachaux & Niestle, Neuchâtel-París, 480 pp.
- Chen, H. & Boutros, P.C., 2011. VennDiagram: a package for the generation of highly-customizable Venn and Euler diagrams in R. *BMC Informat* 12:35.
- Cizek, L.; Schlaghamerský, J.; Bořuský, J.; Hauck, D. & Helešic, J., 2009. Range expansion of endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the low lands of Central Europe. *Entomologica Fennica*, 28: 200-206.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Cobos, A., 1986. *Fauna Ibérica de Coleópteros Buprestidae*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 364 pp.
- Cohic, F. 1950. La larve de *Ptinus bidens* et sa biologie. *L'Entomologiste*, 6(6): 150-155.
- Coiffait, H. 1978. Coléoptères Staphylinides de la region Paléartique Occidental. III. Sous famille *Staphylininae*, Tribu *Quediini*. Sous famille *Paederinae*, Tribu *Pinophilini* Nouvelle Revue d'Entomologie, Suppl., 8 (4): 1-364.
- Colas, G., 1962. *Guide de l'entomologiste*. Boubée, París. 314 pp.
- Colwell, R.K.; Chao, A.; Gotelli, N.J.; Lin, S.Y.; Mao, R.L.; Chazdon, L.R. & Longino J.T., 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5: 3-21.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X. & Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85: 2717-2727.
- Colwell, R.K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. Disponible en: <<http://purl.oclc.org/estimates>>, con acceso el 6 de agosto de 2013.
- Compte Sart, A. & Caminero Bago, M. 1982. Las comunidades de coleópteros xilófagos de las encinas de los alrededores de Madrid. *Graellsia*, 38: 201-217.
- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2006. *Atlas. El Medio Ambiente en la Comunidad de Madrid*. Comunidad de Madrid, Madrid. 83 pp.
- Constantin, R., 1989. Descriptions des larves d'*Enicopus pyrenaeus* Fairmaire et de *Danacea pallipes* (Panzer). Contribution a l'étude de la biologie et de la systématique larvaire des Melyridae (Coleoptera). *Nouvelle Revue d'Entomologie* (N.S.), 6(4): 387-405.

Constantin, R., 2005. Révision des *Aplocnemus* Stephens ibériques (Coleoptera Cleroidea Dasytidae). *Nouvelle Revue de Entomologie*, 22(3): 197-231.

Cutanda, V., 1861. *Flora compendiada de Madrid y su provincia: ó Descripcion sucinta de las plantas vasculares que espontáneamente crecen en este territorio*. Imprenta Nacional, Madrid. 759 pp.

Czokajlo, D.; McLaughlin, J.; de Groot, P.; Warren, J.C.; Teale, S.A. & Kirsch, P., 2001. Intercept™ panel trap modified for monitoring forest Cerambycidae. *Journal of Forest Science*, 47: 36.

Czokajlo, D.; McLaughlin, J.; Abu Ayyash, L.; Teale, S.A.; Wickham, J.; Warren, J.C.; Aukema, B.; Raffa, K. & Kirsch, P., 2003. Intercept Panel Trap (INP PT) effective in management of forest Coleoptera. Pp. 125 y 126. En: McManus, M.L. & Liebhold, A.M. (eds.). *Proceedings of the symposium Ecology, Survey and management of Forest Insects*, Kraków, Polonia, 1-5 septiembre de 2002. U.S.D.A. Forest Service, Northeastern Research Station.

Dajoz, R., 1962. Les especes françaises du genre *Ampedus*, morphologie, biologie, systématique (Coleoptera, Elateridae). *Revue française d'Entomologie*, 29 (1): 5-26.

Dajoz, R., 1976. Les Coléoptères Cerylonidae. Étude des especes de la faune paléarctique. *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle*, París, 3e sér., 360, Zoologie, 253: 249-281.

Dajoz, R., 1977a. Les biocénoses de coléoptères terricoles et xylophages de la Haute Vallée d'Aure et du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). *Bulletin des Naturalites Parisiens, Nouvelle Série*, 31: 1-36.

Dajoz, R., 1977b. *Coléoptères Colydiidae et Anommatidae Paléarctiques*. En: *Faune de l'Europe et du Basim Méditerranéen*, 8. Masson, París. 280 pp.

Dajoz, R., 1980. *Écologie des insectes forestiers*. Gauthier-Villars, París. 489 pp.

Dajoz, R., 2000. *Insects and Forests: The Role and Diversity of Insects in the Forest Environment*. Intercept. París. 668 pp.

Dajoz, R. 2001. *Entomología Forestal. Los insectos y el bosque*. Ediciones Mundi Prensa. Madrid. 548 pp.

Dahlberg, A. & Stokland, J. N. (2004). Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3600 arter. *Skogsstyrelsen Rapport* 7. 84 pp.

Davies, Z.G.; Tyler, C.; Stewart, G.B. & Pullin, A.S., 2008. *Are current management recommendations for conserving saproxylic invertebrates effective?* Systematic Review No. 17. Centre for Evidence-Based Conservation, University of Birmingham, Birmingham, UK., 7 pp.

De Andrés Almeida, J.M., 2001. *Proyecto de mejoras selvícolas en la “Dehesa Boyal”, monte nº 122 del C.U.P., situado en el Término Municipal de Somosierra. Provincia de Madrid*. Proyecto de fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad Politécnica de Madrid.

De Jong, Y.S.D.M. (ed.), 2011, Fauna Europaea versión 2.4. disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 11 de septiembre de 2012.

De la Rosa, J.J., 2003a. Aportaciones al conocimiento de la fauna de cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de la Comunidad de Madrid y territorios limítrofes. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 33: 285-287.

De la Rosa, J.J., 2003b. Aportaciones a la corología de *Phymatodes pusillus* (Fabricius, 1787) en la Península Ibérica (Coleoptera: Cerambycidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 32: 243-244.

De la Rosa, J.J., 2005a. Aportaciones al conocimiento de la fauna de cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de la Comunidad de Madrid y territorios limítrofes (II). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 36: 355-356.

De la Rosa, J. J., 2005b. Contribución al conocimiento de la corología ibérica de dos especies de Pyrochroidae (Coleoptera). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37: 266.

De la Rosa, J. J., 2006. Nuevas citas de *Sinodendron cylindricum* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Lucanidae) en el Sistema Central. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 38: 326.

De la Rosa, J.J., 2008. *Neomida haemorrhoidalis* (Fabricius, 1787): presencia en el centro de la Península Ibérica (Coleoptera: Tenebrionidae: Diaperini). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 437-438.

De la Rosa, J.J. 2012a. *Eucinetus haemorrhoidalis* (Germar 1818) (Coleoptera: Scirtoidea: Eucinetidae): primera cita en la Península Ibérica. *Arquivos Entomológicos*, 6: 107-109.

De la Rosa, J.J. 2012b. *Notolaemus unifasciatus* (Latreille, 1804) (Coleoptera: Cucujoidea: Laemophloeidae): Primeros registros en la Península Ibérica. *Arquivos Entomológicos*, 7: 67-69.

De la Rosa, J.J. 2013. Contribución al conocimiento de la corología ibérica de algunos melandridos y tetratomídos (Coleoptera: Tenebrionoidea: Melandryidae, Tetratomidae). *Arquivos Entomológicos*, 8: 23-27.

De la Rosa, J.J. & López Vergara, M., 2009. Aportaciones al conocimiento de la corología ibérica de algunas especies de cerambícidos. (Coleoptera: Cerambycidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 45: 245-248.

De la Rosa, J.J. & Marín Armijos, D., 2009. Primera cita de *Synchita separanda* Reitter, (1782) de la Península Ibérica (Coleoptera: Zopheridae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 44: 458.

De la Rosa, J.J.; Morales, J.J. & Del Estal, P., 2005. Contribución al conocimiento de la corología ibérica de tres especies de Anobiidae (Coleoptera). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 36: 351-352.

Delgado del Castillo, J.M., 2007. El Turismo Rural en la Comunidad de Madrid. *Revista de Análisis Turístico*, 4: 88-89.

Delgado, L. & Pedraza Pérez, R.A. 2002. La madera muerta de los ecosistemas forestales. *Forestal Veracruzana*, 4: 59-66.

Demelt, C. von., 1966. *Die Tierwelt Deutschlands, II. Bockkäfer oder Cerambycidae. I Biologie mitteleuropásische Bockkäfer unter besonder Berücksichtigung der Larven*. G. Fischer Verlag. Jena. 155 pp.

Densmore, N.; Parminter, J. & Stevens, V., 2004. Coarse woody debris: Inventory, decay modeling, and management implications in three biogeoclimatic zones. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 5(2): 14-29.

Díaz Martínez, E.; López, F.; Pérez González, A.; Karampaglidis, T.; Matas, J.; Martín Parra, L.M. & Nozal, F., 2012. *Geología de la Sierra Norte de Madrid: tan cerca y tan desconocida*. IGME-CENIEH-Museo Arqueológico Regional-UCM. Madrid. 44 pp.

Diéguez Fernández, J.M., 2012. Aportaciones al conocimiento de la corología ibérica de algunas especies de coleópteros saproxílicos micetófagos (Coleoptera: Ciidae, Mycetophagidae, Leiodidae). *Heteropterus Revista de Entomología*, 12(1): 65-77.

Dillon, E.S. & Dillon, L.S., 1972. *A manual of common beetles of Easter North America*. Dover, New York. 894 pp.

Dollin, P.E.; Majka, C.G. & Duinker, P.N., 2008. Saproxylic beetle (Coleoptera) communities and forest management practices in coniferous stands in southwestern Nova Scotia, Canada. *Zookeys*, 2: 291-336.

Donaldson, J.M.; Mac Govern, T.P. & Ladd, T.L., 1986. Trapping techniques and attractants for Cetoniinae and Rutelinae (Coleoptera Scarabeoidea). *Journal of Economical Entomology*, 79: 374-377.

Dubois, G.F.; Vernon, P. & Brustel, H., 2009a. A flight mill for large beetles such as *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae), pp. 219-224. En: Buse, J.; Alexander, K.N.A.; Ranius, T. & Assmann, T. (Eds.). *Saproxylic Beetles. Their role and diversity in European woodland and tree habitats*. Proceedings of the 5th Symposium and workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft, Sofia-Moscow. 235 pp.

Dubois, G.F.; Vignon, V; Delettre, Y.R.; Rantier, Y. & Vernon, P., 2009b. Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 91: 152–159.

Ducasse, J.J. & Brustel, H., 2008. Saproxylic beetles in the Grésigne Forest management. *Revue de Ecologie (La Terre et la Vie)* suppl. 10: 75-80.

Ducey, M.J.; Williams, M.S.; Gove, .H.; Roberge, S. & Kenning, N.S., 2013. Distance-Limited perpendicular distance sampling for coarse woody debris: theory and field results. *Forestry*, 86: 119-128.

Duelli, P. & Wermelinger, B., 2005. La Rosalia des Alpes (*Rosalia alpina*). Un cérambicide rare et emblématique. *Notice pour le Praticien*. Institut Fédéral de recherche WSL, Birmensdorf, Suisse, 39: 1-8.

Eggleton, P. & Belshaw, R., 1992. Insect parasitoids: an evolutionary overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 104: 75-79.

Ehnström, B.; Gärdenfors, U. & Lindelów, Å., 1993. *Rödlistade evertebrater i Sverige*. Databanken för hotade arter. Uppsala. 69 pp.

Ehnström, B. & Axelsson, R., 2002. Insektsgrupper i bar koch ved. Uppsala: ArtDatabanken, SLU. 302 pp.

- Eldridge-Davidson, J., Harwood, C. & Vanwyk, G., 1993. *Eucalypt domestication and breeding*. Clarendon Press. Oxford. 312 pp.
- Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, A. 2009. Adiciones y correcciones a la flora de la cuenca alta del río Jarama (Guadalajara y Madrid). *Flora Montibérica*, 42: 55-64.
- Epstein H.E., Burke I.C. & Lauenroth, W.K., 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. Great Plains. *Ecology*, 83: 320-327.
- Español, F., 1955. Los bostríquidos de Cataluña y Baleares (Col. Cucuoidea). *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 21: 107-135.
- Español, F., 1959a. El *Hylecoetus dermestoides* (Col. Lymexylonidae) en el Parque Nacional de Aigües Torrtes. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 29: 51-57.
- Español, F., 1959b. Los Cléridos (Cleridae) de Cataluña y Baleares (Col. Cleroidea). *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 30: 105-146.
- Español, F., 1963. Sobre algunos Cucujidae españoles (Coleoptera). *Graellsia*, 20: 119-124.
- Español, F. 1965. Coleópteros xilófilos observados sobre *Pinus pinaster* en la Sierra de Espadán (Castellón). *Boletín del Servicio de Plagas Forestales*, 8(16): 110-114.
- Español, F., 1968a. Entomofauna forestal española: la familia Lycidae (Col. Cantharoidea). *Boletín del Servicio de Plagas Forestales*, 11(21): 41-45.
- Español, F., 1968b. Entomofauna forestal española: la familia Ostomidae (Col. Cucuoidea). *Boletín del Servicio de Plagas Forestales*, 12(24): 113-118.
- Español, F., 1979. Los Ulomini de la fauna española (Col. Tenebrionidae). *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, 44: 413-432.
- Español, F., 1992. *Coleoptera, Anobiidae*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 2. Ramos, M.A. et al. (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 195 pp.
- Evenhuis, N.L., 2006. Catalog of the Keroplatidae of the World (Insecta: Diptera). *Bishop Museum Bulletin in Entomology*, 13: 1-177.
- Evers, A.M.J., 1993. *Sphinginus lobatus* Oliv., eine rätselhafte Art? *Entomologische Blätter*, 89: 97-103.
- Ewers, R.M. & Didham, K.R., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentations. *Biological Review of Cambridge Philosophical Society*, 81: 117-142.
- Falinski, J.B., 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. Dr. W. Junk Publishers. *GeoBotany*, 8: 1-537.
- Fernández García, S., 1981. *La disimetría pluviométrica entre la vertiente Norte y Sur del Sistema Central*. VII Coloquio de Geografía. Pamplona. Tomo 1: 91-97.
- Ferrar, P.A., 1987. *A Guide to the Breeding Habits and Immature Stages of Diptera Cyclorrhapha*. Entomograph, 907 pp.

- Ferreira, M.C. & Ferreira, G.W.S. 1989. *Platypus cylindrus* F. (Coleoptera, Platypodidae), plaga de *Quercus suber* L. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas*, 15(4): 301-306.
- Fitch, H.S., 1951. A simplified type of funnel trap for reptiles. *Herpetologica*, 7: 77-80.
- Flaquer, R., 1979. El aprovechamiento de los comunales: las Ordenanzas de Buitrago. *Agricultura y Sociedad*, 2: 323-370.
- Fog, K., 1979. Studies on decomposing wood stumps. Statistical studies of snail-microflora relations on stump surfaces. *Pedobiologia*, 19: 183- 199.
- Forest Europe, 1993. *Resolución I. Directrices Generales para una Gestión Sostenible de los Bosques en Europa*. Segunda Coferencia Ministerial sobre Protección de los Bosques en Europa. Helsinki, 16-17 de junio de 1993. 5 pp.
- Forest Europe, UNECE & FAO, 2011. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Aas, Noruega. 344 pp.
- Fowler, W.W., 1889. *The Coleoptera of the British Island. A descriptive account of the families, genera, and species indigenous to Great Britain and Ireland, with notes as to localities, habitats, etc.* Vol. III. *Clavicornia (Leptinidae-Heteroceridae)*. Lowell Reeve & Co. London. 399 pp.
- Fowler, W.W. & Donisthorpe, H.J.K., 1913. *The Coleoptera of the British Isles*. Vol. 6. *Supplement*. London. 351 pp.
- Fowles, A.P., 1997. The saproxylic quality index: an evaluation of dead Wood hábitats base don rarity scores, with examples from Wales. *Coleopterist*, 6(2): 61-66.
- Fowles, A.P., Alexander, K.N.A. & Key, R.S., 1999. The Saproxylic Quality Index: evaluating wooded habitats for the conservation of dead-wood Coleoptera. *Coleopterist*, 8(3): 121-141.
- Francese, J.A.; Fraser, I.; Lance, D.R. & Mastro, V.C., 2011. Efficacy of multifunnel trap for capturing emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae): Effects of color, glue, and other trap coatings. *Journal of Economical Entomology*, 104(3): 901-908.
- Franklin, J.F., 1989. Toward a new forestry. *American Ferestry*, 95: 37-44.
- Franklin, J.F.; Berg, D.R.; Thronburgh, D.A. & Tappeiner, J.P., 1997. *Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems*. En: *Creating a forestry for the 21st Century: The science of ecosystem management*. Kohn, K.A. & Franklin, J.F. (eds.), Island Press, Washington D.C., pp 111-139.
- Franklin, J.F.; Shugart, H.H. & Harmon, M.E., 1997. *Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems*. En: Kohm, K. & Franklin, J.F. (Eds.). *Creating a Forestry for the 21st century*. Island Press. Pp. 11-139.
- Gamarra, P.; De la Rosa, J.J. & Outerelo, R. 2011. *Quedius (Microsaurus) infuscatus* Erichson, 1840 especie euroturánica nueva para la fauna de la Península Ibérica (Coleoptera, Staphylinidae, Staphylininae). *Arquivos Entomológicos*, 5: 129-132.

- Gamarra, P.; De la Rosa, J.J. & Outerelo, R. 2012a. *Nudobius latus* (Gravenhorst, 1806), nueva especie para la fauna de la Península Ibérica (Coleoptera, Staphylinidae, Staphylininae, Xantholinini). *Arquivos Entomológicos*, 6: 57-61.
- Gamarra, P.; De la Rosa, J.J. & Outerelo, R. 2012b. *Sepedophilus bipunctatus* (Gravenhorst, 1802), nueva especie para la fauna española (Coleoptera, Staphylinidae, Tachyporinae). *Arquivos Entomológicos*, 7: 189-192.
- Gamarra, P.; De la Rosa, J.J. & Outerelo, R. 2013a. *Quedius (Microsaurus) aetolicus* Kraatz, 1858 nueva especie para la fauna española (Coleoptera, Staphylinidae, Staphylininae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 36(3-4): 315-320.
- Gamarra, P.; De la Rosa, J.J. & Outerelo, R., 2013b. *Placusa (Calpusa) adscita* Erichson, 1839, nueva especie para la fauna española (Coleoptera, Staphylinidae, Aleocharinae). *Arquivos Entomológicos*, 8: 155-158.
- García-Díaz, A.M., De la Rosa, J.J. & Otero, J.C., 2014. *Cerylon impressum* Erichson, 1845 (Coleoptera: Cucujoidea: Cerylonidae): Primera cita en la Península Ibérica. *Arquivos Entomológicos*, 12: 11-14.
- García de Viedma, M., 1961. Estudio monográfico sobre el género *Pissodes* en España. *Boletín del Servicio de Plagas Forestales*, 4(8): 33-61.
- García Fernández, J., 1986. El clima en Castilla y León. Ed. Ámbito. Valladolid. 370 pp.
- Gastón, K.J., 1966. Species richness: measure and measurement, pp. 77-113. En: *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Gastón, K.J., Ed., Blackwell Science, Cambridge.
- Gebhardt, H.; Begerow, D. & Oberwinkler, F., 2004. Identification of the ambrosia of *Xyleborus monographus* and *X. dryographus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). *Mycological Progress*, 3: 95-102.
- Geiser, R. 1983. Red list of threatened xylobiont beetle families (Coleoptera) in Austria. J. Gepp (ed.), pp. 131-137. Vienna (Austria): Österreich Bundesministerium Gesundh, Umweltschutz.
- Gerstmeier, R., 1998. *Checkered beetles. Illustrated key to the Cleridae of Western Palaearctic*. Margraf Verlag. Weikersheim. 241 pp.
- Gil, L.A. & Pajares, J.A., 1986. Los escolítidos de las coníferas de la Península Ibérica. Monografías INIA, nº 53. M.A.P.A., Madrid. 194 pp.
- Gil, L.; Alonso, J.; López de Heredia, U.; Millerón, M.; Nanos, N.; Perea, R.; Rodríguez, J.; Valbuena, M.; Aranda, I.; González, I. & Gonzalo, J., 2011. El hayedo de Montejo, mucho más que hayas. *Forestal*, 52: 478-485.
- Gil Sánchez, L.A. & Pajares Alonso, J.A., 1986. *Los escolítidos de las coníferas en la Península Ibérica*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. I.N.I.A. Madrid. 194 pp.
- Gobbi, G., 2000. Gli artropodi terrestri e la tutela degli ecosistemi in Italia. *Il Naturalista Siciliano*, 24(3-4): 189-223.

Gobierno de Navarra, 2011. *Tarifas Forestales de Navarra*, Gobierno de Navarra. Departamento de Desarrollo Rural, Industria, Empleo y Medio Ambiente / Gestión Ambiental de Navarra, S.A., Pamplona. 345 pp.

Gómez Mendoza, J. & Mata Olmo, R., 1992. Actuaciones forestales públicas desde 1940. Objetivos, criterios y resultados. *Agricultura y sociedad*, 65: 15-64.

González Peña; C.F.; Vives i Noguera, E. & De Sousa Zuzarte, A.J., 2007. *Nuevo catálogo de los Cerambycidae (Coleoptera) de la Península Ibérica, islas Baleares e islas atlánticas: Canarias, Açores y Madeira*. Monografías S.E.A. Vol. 12. Sociedad Entomológica Aragonesa. 211 pp.

Gotelli, N.J. & Colwell, R.K., 2001. Quantifying Biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

Gouix, N. & Brustel, H., 2011. Emergence trap, a new method to survey *Limoniscus violaceus* (Coleoptera: Elateridae) from hollow trees. *Biodiversity and Conservation*, 21: 421-436.

Gouix, N.; Zagatti, P. & Brustel, H., 2009. En: Buse, J.; Alexander, K.N.A.; Ranius, T. & Assmann, T. (Eds.). *Saproxylic Beetles. Their role and diversity in European woodland and tree habitats*. Proceedings of the 5th Symposium and workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft, Sofia-Moscow. 235 pp.

Groot, P. & Nott, R. 2001. Evaluation of traps of six different designs to capture pine sawyer beetles (Coleoptera: Cerambycidae). *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 107-111.

Greig, J., 1982. *Past and present limegoods in Europe*. Pp. 89-99. En: *Archaeological Aspects of Woodland Ecology*. Ed. Bell, M. & Limbrey, S. British Archaeological Report. Oxford.

Grove, S. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1-23.

Guerrero, A., 1988. Pp. 272-296. Feromonas sexuales de insectos. En: Insecticidas biorracionales. CSIC. Madrid. 409 pp.

Gullison, R.E., 2003. Does forest certification conserve biodiversity? *Oryx*, 37(2): 153-165.

Gustafsson, L.; Baker, S.C.; Bauhus, J.; Beese, W.J.; Brodie, A.; Kouki, J.; Lindenmayer, D.B.; Lohmus, A.; Pastur, G.M.; Messier, C.; Neyland, M.; Palik, B.; Sverdrup-Thygeson, A.; Volney, W.J.A.; Wayne, A. & Franklin, J.F., 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *Bioscience*, 62(7): 633-645.

Gutiérrez, R.; González, A.; Torres, F. & Gallardo, J.A., 1994. *Técnicas de Análisis de Datos Multivariante. Tratamiento Computacional*. Universidad de Granada.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontología Electrónica*, 4(1): 9 pp.

Hammer, Ø., 2012. PAST, Paleontological Statistics, V. 2.17. Natural History Museum, University of Oslo. 229 pp.

Hammond, P.M., 1974. *Changes in the British coleopterous fauna*. En: *The Changing Flora and Fauna of Britain*. Ed. Hauksworth, D.L., Academic, Londres. Pp. 69-323.

Hammond, P. 2003. *Managing Priority Habitats for Invertebrates. Volume 14: Staphylinidae and Scydmaenidae - Rove beetles and Allies*. Buglife The Invertebrate Conservation Trust. Peterborough. 151 pp.

Harmon, M.E., 2001. Moving towards a new paradigm for woody detritus management. *Ecological Bulletin*, 49: 78-269.

Harding; P.T. & Alexander, K.N.A., 1994. The use of saproxylic invertebrates in the selection and evaluation of areas of relict forest in pasture-woodland. *British Journal of Entomology and Natural History*, 7(Suppl. 1): 21-26.

Harmon, M.E.; Franklin, J.F.; Swanson, F.J.; Sollins, P.; Gregory, S.V.; Lattin, J.D.; Anderson, N.H.; Cline, S.P.; Aumen, N.G.; Sedell, J.R.; Lienkaemper, G.W.; Cromack, K. & Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302.

Harvey, A.E.; Larsen, M.J. & Jurgensen, M.F., 1983. *Effects of soil organic matter on regeneration in northern Rocky Mountain forest*. U.S. Department of Agriculture Forest Service. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. 163 pp.

Harrison, S. & Fahrig, L., 1995. *Landscape pattern and population conservation*. En: Hansson, L.; Fahrig, L. & Merriam, G. (Eds.), *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman and Hall. Londres. 356 pp.

Háva, J., 2003. Notes on Dermestidae (Coleoptera) with description of eight new species. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 95: 19-35.

Háva, J., 2007. *Dermestidae (excepto Subfamilia Thoricticidae)*. pp: 299-320. En: Lóbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Herard, F. & Mercadier, G. 1996. Natural enemies of *Tomicus piniperda* and *Ips acuminatus* (Col., Scolytidae) on *Pinus sylvestris* near Orléans, France: temporal occurrence and relative abundance, and notes on eight predatory species. *Entomophaga*, 41(2): 183-210.

Hermann, L.H., 2001. Catalog of the Staphylinidae (Insecta: Coleoptera). 1758 to the end of the Second Millennium. VI. Staphylininae group (part 3). Staphylininae: Staphylinini (Quediina, Staphylinina, Tanygnathinina, Xanthopygina). Xantholinini. Staphylinidae Incertae Sedis. Fossil Protactinae. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 265: 3021-3840.

Hernández Bermejo, J.E.; Costa Tenorio, M; Sáinz Ollero, H. & Clemente muñoz, M., 1983. Catálogo florístico del hayedo de Montejo de la Sierra (Provincia de Madrid). *Lagascalia*, 11(1): 3-65.

Hernando Ortego, J., 2014. La gestión forestal del abastecimiento de combustible a Madrid en la edad moderna. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 38: 49-56.

Heydemann, B., 1982. Der Einflus der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer. *Sicht Deutsche Rat Landespflege*, 40: 926-944.

Heydemann, B. & Müller-Karch, J., 1980. *Biologischer Atlas*. Schleswig-Holstein, Wachholtz, Neumünster.

Hibbert, A., 2010. *Importance of fallen coarse woody debris to the diversity of Saproxylic Diptera in the boreal mixedwood forest of eastern North America*. Tesis Doctoral. Universidad de Quebec, Montreal, 92 pp.

Hoffmann, A., 1945. *Coléoptères Bruchides et Anthribides. Faune de France*, 44. Fédération Française de Sociétés de Sciences Naturelles. Lechevalier, Paris. 184 pp.

Hoffmann, A., 1954. *Coléoptères Curculionides* (Deuxième Partie). *Faune de France*, 59. Fédération Française de Sociétés de Sciences Naturelles. Lechevalier, Paris. Pp. 487-1208.

Holgado, M.G., 2007. Bioecología de *Hylesinus oleiperda* F. “taladrillo del olivo” (Coleoptera – Scolytidae) en Mendoza (Argentina). *Revista FCA UNCuyo*. Tomo XXXIX. N°2: 51-54.

Holland, S.M., 2008. *Non Metric Multidimensional Scaling (MDS)*. Departament of Geology, University of Georgia, Athens. 8 pp.

Horák, J., 2008. *Mordellidae*. pp: 87-105. En: Lóbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.

Horion, A., 1971. Familie Mordellidae. Kurze faunistische Zusammenstellung der mitteleuropäischen. *Arten Entomologische Blätter*, Krefeld, 67: 137-146.

Horwitz, M., 2011. *Saproxylic Coleoptera on oak trees (Quercus spp.) in the county of Norrtälje*. Degree project in biology. Uppsala University, Suecia. 36 pp.

Houlbert, C. & Barthe, E., 1935. Tableaux Analytiques des Coléoptères de la Faune Franco-Rhénane. Familie LXX: Melandryidae. *Micellanea Entomologica*, 35: 1-72.

Howard, J.O. & Ward, F.R., 1972. *Alternate Applications of the Line Intersect Method*. Forest Service, USDA. Research Note PNW 183. 8 pp.

Hunter, M.L., 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, N.J., 370 pp.

Huntley, P.M.; Van Noort, S. & Hamer, M., 2005. Giving increased value to invertebrates through ecotourism. *South African Journal of Wildlife Research*, 35: 53-62.

Hurka, K., 2005. *Beetles of the Czech and Slovac Republics*. Nakladatelství Kabourek Ed, Zlim. 390 pp.

Hyvärinen, E.; Kouki, J. & Martikainen, P., 2006. A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*, 103: 397-407.

Iablokoff, A.K., 1943. Ethologie de quelques Elatérides du massif de Fontainebleau. *Mémoires du Museum d'Histoire Naturelle*, nouv. série, XVIII, fasc. 4: 168-172.

Iablokoff, A.K. 1945. Melandryidae du Massif de Fontenebleau. *L'Entomologiste*, 1(4-5): 67-70.

Iablokoff-Khnzorian, S.M., 1975. Etude sur les Erotylidae (Coleoptera) Paleárticas. *Acta Zoologica Craacoviensis*, 20(8): 201-249.

- Iablokoff-Khnzorian, S.M., 1985. Les Pythidae Paléarctiques (Coleoptera). *Deutsche Entomologische Zeitsschrift (N. F.)*, 32(1-3): 193-229.
- Icona, 1979. *Las Coníferas en el Primer inventario Forestal Nacional*. Ministerio de Agricultura. Madrid. 180 pp.
- Iglesias, C. Notario A. & Baragaño, J. 1989. Estudio de la secuencia temporal de coleópteros lignícolas en la colonización de tocones de pino. *Ecología* 3: 313-321.
- Iglesias Moreno, M., 2005. Sierra Norte de Madrid. Una oportunidad de desarrollo turístico junto a la gran ciudad. *Investigación y Marketing*, 88: 6-11.
- IMADE, 2005. *Líneas estratégicas para el desarrollo económico de la Sierra Norte*. Instituto Madrileño de Desarrollo, Consejería de Economía y Desarrollo Tecnológico, Comunidad de Madrid, Madrid, 66 pp.
- Ims, R.A. & Hjermann, D.Ø., 2001. *Condition-Dependent dispersal*. Pp. 110-122: En: *Dispersal*, Clobert, J; Danchin, E.; Dhondt, A.A. & Nichols, J.D. (eds.). Oxford University Press. 480 pp.
- Infante, M & Heras, P., 2012. *Red preliminar de áreas importantes para los briofitos*. En: Garilleti, B. & Albertos, R. (Coordinadores). *Atlas de los briofitos amenazados de España*. Universidad de Valencia, disponible en: <<http://www.uv.es/abraesp>>, con acceso el 2 de enero de 2014.
- Irmler, U.; Heller, K. & Warning, J., 1996. Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia*, 40: 134-148.
- ITTO (International Tropical Timber Organization), 2003. *Promotion of sustainable management of African forests*. Project documents. PD124/01 Rev.2(M). ITTO. Yokohama, Japon.
- Jaloszynski, P. & Kilian, A., 2012. Larval morphology of *Scydmaenus tarsatus* and *S. hellwigii*, with notes on feeding behavior and a review of the bibliography on the preimaginal stages of ant-like stone beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Scydmaeninae). *European Journal of Entomology*, 109: 587-601.
- Janson, N., 2009. *Habitat requirements and preservation of the beetle assemblages associated with hollow oaks*. Dissertation, Linköping University.
- Jansson, N. & Coskum, M., 2008. How similar is the saproxylic beetle fauna on old oaks (*Quercus spp.*) in Turkey and Sweden? *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 10: 91-99.
- Jeannel, R., 1950. *Coléoptères Psélaphides. Faune de France*, 53. Fédération Française de Sociétés de Sciences Naturelles. París. 421 pp.
- Jelínek, J., 2007a. *Sphindidae*. Pp: 455. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

- Jelínek, J., 2007b. *Monotomidae*. Pp: 491-495. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Jelínek, J., 2007c. *Biphyllidae*. Pp: 547-548. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Jelínek, J., 2008. *Ciidae*. Pp: 55-62. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.
- Jelinék, J.G., 2013. Fauna Europaea: *Sphindidae*. En: Audisio, P. (2013) Fauna Europaea: *Coleoptera* 2. Fauna Europaea version 2.6, <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 22 de abril de 2013.
- Jelínek, J. & Audisio, P., 2007. *Nitidulidae*. Pp: 459-491. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J., 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161.
- Jiménez-Valverde, A.; Martín Cano, J. & Munguira, M.L., 2004. Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilioidea, Hesperoidea). *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(2): 15-24.
- Johnson, F.L. & Risser, P., 1974. Biomass, annual net primary production, and dynamics of six mineral elements in a post oak-blackjack oak forest. *Ecology*, 55: 1246-1258.
- Johnson, C., 1993. *Provisional atlas of the Cryptophagidae-Atomariinae (Coleoptera) of Britain and Ireland*. Institute of Terrestrial Ecology, Biological Records Centre. Huntingdon. 91 pp.
- Johnson, C., 2007. *Latridiidae*. Pp: 635-648. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Johnson, C.; Otero, J.C. & Leschen, R.A.B., 2007. *Cryptophagidae*. Pp: 513-531. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Jonsson, M. 2002. *Dispersal ecology of insects inhabiting wood-decaying fungi*. Tesis Doctoral, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. 22 pp.
- Jonsson, B.G., 2003. Colonisation ability of the threatened tenebrionid beetle *Ophloecephala haemorrhoidalis* and its common relative *Bolitophagus reticulatus*. *Ecological Entomology*, 28: 159-167.
- Jonsson, B.G. & Kruys, N. (eds.), 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins*, 49.

- Jonsson, B.G.; Kruys, N. & Ranius, T., 2005. Ecology of species living on dead wood: Lessons for dead-wood management. *Silva Fennica*, 39: 289-309.
- Jonsell, M. & Nordlander, G., 1995. Field attraction of Coleoptera to odours of the wood-decaying polypores *Fomitopsis pinicola* and *Fomes fomentarius*. *Annali Zoologici Fennici*, 32: 391-402.
- Jonsell, M.; Nordlander, G. & Ehnström, B., 2001. Substrate associations of insects breeding in fruiting bodies of wood-decaying fungi. *Ecological Bulletins*, 49: 173-194.
- Joy, N.H. 1932. *A Practical Handbook of British Beetles, Volume 1*. H.F. & G. Witherby, Londres. 622 pp.
- Kazantsev, S. & Brancucci, M., 2007. *Cantharidae*. pp: 234-298. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Kempf, C., 1997. *Bialowieza, forêt vierge d'Europe*. Setec, Bialystok.
- Kenis, M.; Wermelinger, B. & Grégoire, J.C., 2007. *Research on Parasitoids and Predators of Scolytidae. A review*: 337-290. En: *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis*. Lieutier, F.; Day, K.R.; Battisti, A.; Grégoire, J.C. & Evans, H.F. (Ed.). Springer, 569 pp.
- Kielczewski, B.; Moser, J.C. & Wisniewski, J., 1983. Surveying the acarofauna associated with Polish Scolytidae. *Bulletin de la Société des Amis des Sciences et des Lettres de Poznan, Serie D, Sciences Biologiques*, 22: 151-159.
- Kirschner, R., 2001. Diversity of filamentous fungi in bark beetle galleries in central Europe. En: Mistra, J.K. & Horn, B.W. (Eds.). *Trychomycetes and other Fungal Groups: Robert W. Lichtwardt Commemoration Volume*. Enfield, N.H.: Science publishers, 175-196.
- Koch, K., 1989a. *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1*. Goecke & Evers. Krefeld. 440 pp.
- Koch, K., 1989b. *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 2*. Goecke & Evers. Krefeld. 382 pp.
- Köhler, F., 2000. *Totholzkafer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur deutschen Naturwaldforschung*. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt Agrarordnung NRW, LÖBF-Schriftenreihe, Band 18. 351 pp.
- Kolibáč, J., 2013. Fauna Europaea: *Trogossitidae*. En: Audisio, P. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera* 2. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 5 de julio de 2013.
- Kolibáč, J., 2007. *Trogossitidae*. Pp: 364-366. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Komonen, A; Jonsell, M. & Ranius, T., 2008. Red-listing saproxilic beetles in Fennoscandia: current status and future perspectives. *Endangered Species Research*, 6: 149-154.

- Koop, H., 1989. *Forest dynamics. Silvistar: a comprehensive monitoring system.* Springer-Verlag, Berlín, 229 pp.
- Krasutskii, B.V., 2006. Beetles (Coleoptera) associated with the birch fungus *Piptoporus betulinus* (Bull.: Fr.) P. Karst. (Basidiomycetes, Aphyllophorales) in forest of the Urals and Transurals. *Entomological Review*, 86(8): 889-900.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological methodology.* Harper Collins Publ., 654 pp.
- Krivosheina, M.G., 2006. Taxonomic composition of dendrobiontic Diptera and the mine trends of their adaptive radiation. *Entomological Review*, 86: 557-567.
- Laibner, S., 2000. *Elateridae of the Czech and Slovak Republics.* Kabourek Ed., Zlín. 292 pp.
- Laiho, R. & Prescott, C.E. 1999. The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen and phosphorus cycles in three Rocki Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(10):1592-1603.
- Langor, D.W.; Spence, J.R.; Hammond, H.E.J; Jacobs, J. & Cobb, T.P., 2006. Maintaining saproxylic beetles in Canada's extensively managed boreal forests: a review, pp. 83-97. En: Grove, S.J. & Hanula, J.L. (eds.): *Insect biodiversity and dead wood: proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology.* Asheville, N.C.
- Larsen, T.H. & Forsyth, A., 2005. Trap spacing and transect design for dung beetles biodiversity studies. *Biotropica*, 37: 322-325.
- Lassauce, A.; Paillet, Y.; Jactel, H. & Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11: 1027-1039.
- Leblanc, P.; Levey, B. & Horák, J., 2008. *Scaptiidae.* Pp: 458-466. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea.* Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.
- Lechanteur, F., 1950. Les Laemophloeus de France et de Belgique. *La feuille des naturalistes (N.S.)*, 5: 87-92.
- Lee, S.M. & Chao, A., 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics*, 50: 88-97.
- Lefkovitch, L.P., 1959. A revision of the European Leamophloeinae (Coleoptera: Cucujidae). *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 111: 95-118.
- Leitner, W. & Turner, W.R., 2001. Measurement and analysis of biodiversity, pp. 123-134. En: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity.* Academic Press, San Diego. 5504 pp.
- Lencina Gutierrez, J.L.; Bahillo De la Puebla, P; López-Colón, J.I.; Andújar Fernández, C. & Gallego Cambronero, D., 2010. Aportaciones a la corología de la superfamilia Cleroidea en el cuadrante sudoriental de la Península Ibérica (Insecta, Coleoptera). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 47: 289-394.
- Leseigneur, L. 1972. *Coléoptères Elateridae de la faune de France Continentale et Corse.* Supplement au Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon. 279 pp.

Leseigneur, L., 2005. Description de *Trixagus meybohmi* n. sp. et note sur la morphologie des *Trixagus* du groupe *carinifrons* (Coleoptera, Throscidae). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 110(1): 89-96.

Leseigneur, L., 2013. Fauna Europaea: Throscidae. En: Alonso Zarazaga, M.A. (2013) Fauna Europaea: Coleoptera 1. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 12 de abril de 2013.

Liberti, G. 2004. Il genere *Dasytes* Paykull in Italia. Revisione e catalogo topografico, sinonimico e bibliografico delle specie italiane (Coleoptera, Dasytidae). *Annali del Museo Civico di Storia Naturale Giacomo Doria*, 96: 253-340.

Liberti, G., 2012. Fauna Europaea: *Dasytidae*. En: Audisio, P. (2013) Fauna Europaea: Coleoptera 2. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 22 de abril de 2013.

Lindgren, B.S., 1983. A multiple funnel trap for scolytid beetles (Coleoptera). *The Canadian Entomologist*, 115: 299-302.

Lindhe, A.; Lindelöw, Å. & Åsenblad, N., 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood – density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3033-3053.

Lindroth, C.H. 1986. *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark*. Fauna Entomologica Scandinavica. Volume 15, part 2. Scandinavian Science Press Ud. pp.: 226-497.

Löbl, I., 2013. Fauna Europaea: *Staphylinidae*. En: Alonso-Zarazaga (2013) Fauna Europaea: Coleoptera 1. Fauna Europaea versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 6 de abril de 2013.

Löbl, I.; Merkl, O.; Ando, K.; Bouchard, P.; Lillig, M.; Masomuto, K. & Schawaller, W., 2008. *Tenebrionidae*. Pp: 105-352. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. *Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.

Löbl, I.; Rolcík, J.; Kolibáć, J. & Gerstmeier, R., 2007. *Cleridae*, Pp: 367-384. Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. *Elateroidea, Derodontidae, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Löbl, I. & Smetana, A., 2004. Catalogue of Palaearctic Coleoptera, vol. 2. *Hydrophiloidea, Histeroidea, Staphylinoidea*. Apollo Books. Stenstrup. Denmark. 942 pp.

Lombardero, M.J., 1996. Representantes de la tribu Xyleborini Le Conte, 1876 (Coleoptera: Scolytidae) en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 20(1-2): 173-191.

López Estébanez, N. & Sáez Pombo, E., 2002. Gestión, aprovechamiento y paisaje de las dehesas de Guadarrama y Somosierra (Madrid). *Eria*, 58: 231-245.

López Romero, S; Romón Ochoa, P.; Iturriozbeitia Bilbao, J.C. & Goldarazena Lafuente, A., 2007. *Los escolítidos de las coníferas en el País Vasco. Guía práctica para su identificación y control*. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, 198 pp.

- MacGowan, I. & Rotheray, G., 2008. British Lonchaeidae: Diptera, Cyclorrhapha, Acalyptratae. *Handbook for the Identification of British Insects*, Vol. 10, Part 15. London: Royal Entomological Society of London, 141 pp.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, 215 pp.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford. 215 pp.
- Majer, K., 1997. A revisión of the tribe Amauronoidini (Coleoptere, Dasytidae). *Acta Musei Moraviae, Scientiarum naturaliae*, 81[1996]: 363-402.
- Mansion, D., 2010. *Les trognes – l'arbre paysan aux mille usages*. Editions Ouest-France, Rennes. 120 pp.
- Marcos-García, M.A.; Micó, E.; Quinto, J.; Briones, R. & Galante, E., 2010. Lo que las oquedades esconden. *Cuadernos de Biodiversidad*, 34: 3-7.
- Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in boreal forests: temporal variability and representativeness of samples in beetle inventories, pp. 83-85. En: Mason, F; Nardi, G. & Tisato, M. (eds.): *Proceedings of the International Symposium “Dead wood: a key to biodiversity”*. Mantova, Mayo 29-31 2003. Sherwood 94, Suppl. 2.
- Martikainen, P. & Kalia, L., 2004. Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. *Biological Conservation*, 120: 171-181.
- Martikainen, P. & Kouki, J., 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1815-1831.
- Martikainen, P.; Siitonen, J.; Puntila, P.; Kaila, L. & Rauh, J., 2000. Species Richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forest in northern Finland. *Biological Conservation*, 94: 199-209.
- Martin, J.L., 2008. Saproxylic beetles assemblages of old holmoak trees in Mediterranean region: role of a keystone structure in a changing heterogeneous landscape. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 10: 101-114.
- Martín-Piera, F. & López-Colón, J.I. 2000. *Coleoptera, Scarabaeoidea 1*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 14. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C. Madrid. 526 pp.
- Martínez de Murguía, L.; Castro, A.; Sierra-Ron, M. & Molino-Olmedo, F., 2003. *Estudio de la diversidad de artrópodos saproxílicos forestales de Aralar, con especial atención a las especies incluidas en convenios internacionales*. Informe técnico para el Gobierno Vasco. 85 pp.
- Martínez de Murguía, L.; Lapaza, J.; Salaberría, E.; Méndez, M. & Molino-Olmedo, F., 2006. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo acidófilo en regeneración. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 55: 167-182.
- Martínez de Murguía, L.; Castro, A. & Molino-Olmedo, F. 2007. Artrópodos saproxílicos forestales en los parques de Aralar y Aizkorri (Guipuzkoa, España) (Araneae y Coleoptera). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 237-250.

Martínez de Murguía, L.; Lapaza, J.; Salabería, Méndez, M. & Molino-Olmedo, F., 2004. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo en regeneración del norte peninsular. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 55: 167-182.

Martins da Silva; P.; De Faria e Silva, I.; Boieiro, M.; Aguiar, C.A.S. & Serrano, A.R.M., 2006. New records of saproxilic beetles (Coleoptera: Elateridae, Mycetophagidae, Melandryidae) from Portugal. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 39: 377-399.

Mason, F; Nardi, G. & Tisato, M., 2003. *Proceecings of the International Symposium Dead Wood: a key to biodiversity*. Mantova, 99 pp.

Mayet, V., 1904. Contribution à la Faune entomologique des Pyrénées-Orientales (Coléoptères). Coléoptères des Albères. *Miscellanea Entomologica*, VIII, IX, X, XI, XII: 42-44.

Mayor, A., 2007a. *Dasytidae*. Pp: 388-415. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Mayor, A., 2007b. *Malachiidae*. Pp: 415-554. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Mayor López, M., 1965. Estudio de la flora y vegetación de las sierras de Pela, Ayllón y Somosierra. Tramo oriental del Sistema Central. Tesis Doctoral. Universidad Complutense. Madrid.

McCullough, D.G.; Werner, R.A. & Neumann, D., 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology*, 43: 107-127.

Meidinger, E., 1997. Look Who's Making the Rules: International Environmental Standard Setting by Non-Governmental Organizations. *Human Ecology Review* 4 (1): 52-54.

Méndez Iglesias, M., 2014. ¿Cómo gestionar la madera muerta y conservar a los organismos saproxílicos? *Quercus*, 336: 32-38.

Méndez Iglesias, M. 2009. Los insectos saproxílicos en la Península Ibérica: qué sabemos y qué nos gustaría saber. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 44: 505-512.

Meregalli, M., 2013. Fauna Europaea: *Curculionidae; Molytinae*. En: Alonso-Zarazaga, M.A. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera 1*. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 25 de mayo de 2013.

Meusel, H.; Jagel, E. & Weinert, E., 1965. *Wergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora, Karten*. Gustav Fischer, Jena.

Michałcewicz, J. & Bodziarkzyk, J., 2008. Nadobnika alpejska *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) w Pienińskim Parku Norodowyn. *Pieniny – Przyroda i Człowiek*, 10: 67-73.

Micó, E. & Galante, E., 2002. *Atlas fotográfico de los escarabeidos florícolas ibero-baleares*. Arganía Editio, Barcelona. 81 pp.

Micó, E., Marcos-García, M.A.; Quinto, J.; Ramírez, A.; Ríos, S.; Padilla, A. & Galante, E., 2010. Los árboles añosos de las dehesas ibéricas, un importante reservorio de insectos saproxílicos amenazados. *Elytron*, 24: 89-97.

Miller, D.R. & Crow, C.M., 2011. Relative performance of Lindgren multiple-funnel, Intercept panel, and Colossus pipe traps in catching Cerambycidae and associated species in the southeastern United States. *Journal of Economical Entomology*, 104(6): 1934-1941.

Moe, B. & Botnen, A., 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded runks of *Fraxinus excelsior* at Havra, Osterøy, western Norway. *Plant Ecology*, 129: 157-177.

Molino-Olmedo, F., 2000. La importancia de los bosques en la conservación de los coleópteros saproxílicos en Andalucía (sur de la Península Ibérica). *Elytron*, 14: 69-82.

Molino-Olmedo, F. & Viejo Montesinos, J.L. 1999. Influencia de la orientación de la madera caída en la fauna de coleópteros saproxílicos subcorticales de Andalucía. *Suplemento ao Boletim da SPEM*, 6: 479-485.

Molino-Olmedo, F. 2000. La importancia de los bosques en la conservación de los coleópteros saproxílicos en Andalucía (Sur de la Península Ibérica). *Elytron*, 14: 69-82.

Montero, G.; San Miguel, A. & Cañellas, I., 1998. *Systems of Mediterranean agriculture: "La Dehesa"*. En: Jiménez, R. & Lamo de Espinosa, J. (Eds.): *Sustainable agriculture*: 519-554. Agrofuturo. LIFE & Mundiprensa, Madrid.

Moragues, G. & Ponel, P., 1984. Un haut lieu entomologique: Le Haut-Var. *L'Entomologiste*, 40: 258-291.

Moreno, C.E. & Halffter, G., 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37: 149 - 158.

Moreno, C.E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa. Serie Manuales y Tesis SEA, 84 pp.

Morgan, P.B., 1983. A life history study of *Carcinops pumilio* Erichson (Coleoptera: Histeridae). *Journal of the Georgia Entomological Society*, 18: 350-353.

Mroczkowski, M., 1968. Distribution of the Dermestidae (Coleoptera) of the World with a Catalogue of all known Species. *Annales Zoologici*, 26(3): 16-191.

Mroczkowski, M. & Kadej, M., 2007. *Katalogu Fauny Polski*. Vol. XXIII. *Chrząszcze Coleoptera, Piśmiennictwo*. Fundacja Natura Optima Dux, Warszawa. 660 pp.

Mueller, U.G.; Gerardo, N.M.; Aanen, D.K., Six, D.L. & Schultz, T.R., 2005. The evolution of agriculture in insects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 1-33.

Mugarza Martínez, V., 2012. Life+ Naturaleza. Biodiversidad y Trasmochos. *Forestal*, 55 (Ejemplar dedicado a Euskadi/País Vasco): 134-141.

Müller, J; Brunet, J.; Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H.; Brussler, H.; Förster, B.; Isacsson, G.; Köhler, F.; Lachat, T. & Gossner, M.M., 2012. Implications for large-scale diversity patterns of

saproxylic beetles for the conservation of European beech forests. *Insect Conservation and Diversity*. The Royal Entomological Society. 8 pp.

Müller, J.; Bussler, H.; Bense, U.; Brustel, H.; Flechtner, G.; Fowles, A.; Kahlen, M.; Möller, G.; Mühle, H.; Schmidl, J. & Zabransky, P., 2005. Urwald relict species. Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldeökologie online*, 2: 106-113.

Müller, J. & Büttler, R., 2008. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forest. *European Journal of Forestry Research*, 2010: 981-992.

Muona, J., 1993. Review of the phylogeny, classification and biology of the family Eucnemidae (Coleoptera). *Entomologica Scandinavica Supplement*, 44: 1-133.

Muona, J., 2007. *Eucnemidae*. pp: 81-87. En: Löbl, I. & Smetana, A. (eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.

Nabozhenko, M. & Löbl, I., 200S. *Tenebrionidae (Tribu Helopini)*. Pp: 241-257. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. *Tenebrionoidea*. Stenstrup. Apollo Books. 670 pp.

Nardi, G., 2013a. *Fauna Europaea: Aderidae*. En: Audisio, P. (Ed.). *Fauna Europaea: Coleoptera 2*. Fauna Europaea versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 12 de abril de 2013.

Nardi, G., 2013b. *Fauna Europaea: Pyrochroidae*. En: Audisio, P. (Ed.). *Fauna Europaea: Coleoptera 2*. Fauna Europaea versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 19 de abril de 2013.

Nicolás, A. & Gandullo, J.M., 1969. *Ecología de los pinares españoles, Vol. II: Pinus sylvestris L.* Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid. 303 pp.

Nicollet, J.P. & Lempérière, G., 2002. Un coléoptère protégé et emblématique: la Rosalie des Alpes. *Insectes*, 126(3): 31-32.

Nieto, A. & Alexander, K.N.A., 2010a. *European red list of saproxylic beetles*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 45 pp.

Nieto, A. & Alexander, K.N.A., 2010b. The status and conservation of Saproxylic beetles in Europe. *Cuadernos de Biodiversidad*, 33: 3-10.

Nikitsky, N.B., 2008. *Mycetophagidae*. Pp.: 51-55. En: Löbl & Smetana (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.

Nikitsky, N.B. & Pollock, D.A. 2008. *Melandryidae*. Pp: 64-73. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.

Nilsson, S.G. & Baranowski, R., 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography*, 20: 491-498.

Novák, V. & Pettersson, R., 2008. Subfamily *Alleculinae*. Pp. 319-338. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.), 2008. *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 670 pp.

Økland, B., 1995. *Diversity patterns of two insect groups within spruce forest of southern Norway*. Ph D Thesis, Agricultural University of Norway, Ås.

Økland, B., 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*, 93: 195-209.

Oleksa, A., 2009. Conservation and ecology of the hermit beetle *Osmoderma eremita s.l.* in Poland. En: Buse, J.; Alexander, K.N.A.; Ranius, T. & Assmann, T. (Eds.). *Saproxylic Beetles. Their role and diversity in European woodland and tree habitats*. Proceedings of the 5th Symposium and workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft, Sofia-Moscow, 235 pp.

Oleksa, A.; Chybicki, I.J.; Gawronski, R.; Svensson, G.P. & Burczyc, J., 2012. Isolation by distance in saproxylic beetles may increase with niche specialization. *Journal of Insect Conservation*, 17: 219-233.

Orledge, G.M. & Reynolds, S.E., 2005. Fungivore host-use groups from cluster analysis: patterns of utilization of fungal fruiting bodies by ciid beetles. *Ecological Entomology*, 30: 620-641.

Ortuño V.M. & Toribio, M., 1996. *Los coleópteros carábidos. Morfología, biología y sistemática. Fauna de la Comunidad de Madrid*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 269 pp.

Otero, J.C., 2002. El género *Cryptophagus* Herbst, 1792 (Coleoptera: Cryptophagidae: Cryptophaginae) en la Península Ibérica e Islas Baleares, II. *Elytron*, 16: 51-68.

Otero, J.C., 2011. *Coleoptera: Monotomidae, Cryptophagidae*. En: *Fauna Ibérica*, Vol. 35. Ramos, M.A. (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales – CSIC. Madrid. 365 pp.

Otero, J.C.; Pérez-Moreno, I. & Moreno Grijalba, F., 2003. Nuevas e interesantes aportaciones sobre Cucujoidea (Coleoptera) de la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 32: 185-187.

Otero, J.C. & Díaz Pazos, J.A., 1993. El subgénero *Rhizophagus* Ganglbauer, 1899 en la Península Ibérica (Coleoptera, Rhizophagidae). II. Taxonomía y distribución. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 90(1-4); 71-79.

Outerelo, R., Gamarra, P., De la Rosa, J.J. y Marín, D, 2010. *Phloeostiba lapponica* (Zetterstedt, 1838) especie boreal, nueva para la fauna de la Península Ibérica (Coleoptera, Staphylinidae, Omaliinae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 46: 553-555.

Owen, J.A. 1999. Beetles occurring underground at the roots of old trees on Ashtead Common, Surrey, Great Britain. *Entomologist's Gazette*, 50: 59-67.

Ozanne, C.M.P., 2005. *Sampling methods for forest understory vegetation*. En: Leather, S. (ed.) *Insect sampling in forest ecosystems*. Blackwell, Oxford, pp 58-76.

Packard, A.S., 1881. *Insects injurious to forest and shade trees*. Harvard University, Boston, U.S.A., 275 pp.

Pagola Carte, S., 2006. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiaratzun, Parque Natural Aiako Harria). Campaña 2006*. Informe técnico para la Diputación Foral de Guipuzcoa.

Pagola Carte, S. 2007. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiaratzun, Parque Natural de Aiako Harria). Campaña 2007*. Informe técnico para la Diputación Foral de Gipuzkoa. 98 pp.

Pagola Carte, S. 2008. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiaratzun, Parque Natural de Aiako Harria). Campaña 2008*. Informe técnico para la Diputación Foral de Gipuzkoa. 104 pp.

Palmer, M.W., 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.

Pardo Navarro, F.; Martín Jiménez, E. & Gil Sánchez, L., 2003. El uso tradicional de la dehesa boyal de Puebla de la Sierra (Madrid): efectos sobre la vegetación a corto y largo plazo. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 16: 173-178.

Paulian, R. & Baraud, J., 1982. *Faune des Coléoptères de France II. Lucanoidea et Scarabaeoidea*. Éditions Lechevalier. París. 451 pp.

Pearson, K., 1900. On a criterion that a given system of deviations from the probable in the case of correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *Philosophical Magazine*, 50: 157-75.

Pérez-Moreno, I., 1997. Principales métodos biotécnicos empleados en el control de plagas. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20: 127-140.

Pérez-Moreno, I., 2013. Primeros datos sobre los coleópteros saproxílicos (Coleoptera) de los bosques de ribera de La Rioja (Península Ibérica): Reserva Natural de los Sotos de Alfaro. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 52: 195-202.

Pérez Moreno, J.I. & Moreno Grijalba, F., 2009. *Los coleópteros saproxílicos del Parque Natural de Sierra de Cebollera (La Rioja)*. Instituto de Estudios Riojanos. Logroño. 180 pp.

Pérez Moreno, J.I.; Recalde Irurzun, J.I. & San Martín, A.F., 2008. Nuevos datos sobre el género *Dorcatoma* Herbst, 1792 (Coleoptera: Anobiidae) en la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 253-256.

Perreau, M., 2004. *Leiodidae*. pp: 133-203. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 2*. Apollo Books. Stenstrup. 942 pp.

Perris, E., 1863. Histoire des insectes du pin maritime. 1. Coleoptera. *Annales de la Société Entomologique de France*, (3) 2: 85-160, 593-646

Peterken, G., 1996. *Natural Woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. University Press. Cambridge. 522 pp.

Pielou, E.C., 1975. *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons Inc, Nueva York, 165 pp.

- Plaza, J., 1988. Los Cerambycidae Latreille de la Provincia de Madrid (Coleoptera) (2^a Nota: Subfamilia *Cerambycinae* Latreille). *Boletín del Grupo Entomológico de Madrid*, 3: 85-114.
- Plata Negrache, P. & Santiago Hernández, C.T., 1990. *Revisión de la familia Malachiidae Erichson (Insecta: Coleoptera) en la Península Ibérica e Islas Baleares*. Goecke & Evers. Krefeld. 705 pp.
- Platia, G., 1994. Coleoptera, Elateridae. En: Fauna d'Italia. Vol. 33. Calderini Bologna Ed. Bologna. 429 pp.
- Plaza, E., 1979. Los Nitidulini de la Península Ibérica (Col. Nitidulidae). *Graellsia*, [1977] 33: 143-169.
- Pollard, E. & Yates, T.J., 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman & Hall, Londres. 292 pp.
- Ponel, P. 1993. Coléptères du Massif des Maures et de la dépression permienne périphérique. *Faune de Provence*, 14: 5-23.
- Quinto Cánovas, J., 2013. *Diversidad, ecología y conservación de insectos saproxílicos (Coleoptera y Diptera: Syrphidae) en oquedades arbóreas del Parque Nacional de Cabañeros (España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. 279 pp.
- Quinto, J.; Marcos-García, M.A.; Díaz-Castelazo, C.; Rico-Gray, V.; Brustel, H.; Galante, E. & Micó, E., 2012. Breaking down complex saproxylic communities: understanding sub-networks structure and implications to network robustness. *PLoS ONE* 7:e45062
- Quinto, J.; Marcos-García, M.A.; Brustel, H.; Galante, E. & Micó, E., 2013. Effectiveness of three methods to survey saproxylic beetle assemblages in Mediterranean woodland. *Journal of Insect Conservation*, 17: 765-776.
- Ranius, T., 2006. Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology*, 48(3): 177-188.
- Ranius, T. & Hedin, J., 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*, 126: 363-370.
- Ranius, T. & Jansson, N., 2002. A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1759-1771.
- Ranius, T.; Aguado, L.O.; Antonsson, K.; Audisio, P.; Ballerio, A.; Carpaneto, G.M.; Chobot, K.; Gjurasin, B.; Hanssen, O. & Huijbregts, H. 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28:1-44.
- Rassi, P.; Kaipaianen, H.; annerkoski, I. & Ståhls, G., 1992. *Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö*. Ministry of Environment. Finnish Government printing Centre, Helsinki. 328 pp.
- Ratti, E., 1978. La coleotterofauna delle ferite di *Quercus robur* L. nelle Prealpi Varesine. *Atti del Convegno su "Ecologia delle Prealpi orientali"*, Gruppo Gadio-Pian Cansiglio, 6-8 maggio 1978, pp. 295-325, 7 figg.

- Ratti, E. 2004. Analisi de popolamento a Laemophloeidae e Silvanidae (Coleoptera, Cucujoidae). Invertebrati di una foresta della Pianura Padana Bosco della Fontana, Secondo contributo. *Conservazione Habitat Invertebrati*, 3/2004: 155-164.
- Ratzeburg, J.T.C., 1837. *Die forstinsekten, vol I (Käfer)*. Berlin. 247 pp.
- Ratzeburg, J.T.C., 1840. *Die forstinsekten, vol II (Falter)*. Berlin. 252 pp.
- Ratzeburg, J.T.C., 1844. *Die forstinsekten, vol III und suppl (Adlerflügler, Zweiflügler, Halbflügler, Netzflügler und Gerafflügler)*. Berlin. 314 pp.
- Rawlins, J.E., 1984. Mycophagy in Lepidoptera. En: Wheeler, Q. & Blackweel, M. (Eds.). *Fungus-Insects Relationship: Perspectives in Ecology and Evolution*. Columbia University Press, New York, 382-423.
- Read, H.J., 1996. *Pollard and Veteran Trees Management II. Incorporating the Proceedings of the Meeting Hosted by the Corporation of London at Epping Forest in 1993*. Richmond Publishing Company, Berkshire. 141 pp.
- Read, H.J., 2000. *Veteran trees: A Guide to Good Management*. English Nature, Peterborough, 176 pp.
- Recalde Irurzun, J.I. & Pérez-Moreno, I., 2007. Presencia de *Elagius filicornis* (Reitter, 1887) y *Mycetophagus (Philomyces) populi* Fabricius, 1798 en la Península Ibérica y otras aportaciones sobre micetofágidos ibéricos (Coleoptera: Tenebrioidea: Mycetophagidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40: 389-392.
- Recalde Irurzun, J.I. & Pérez-Moreno, I., 2011. Elementos para el conocimiento de los melándridos y tetratómidos del norte de España y actualización del catálogo de especies ibéricas Coleoptera: Tenebrionoidea: Melandryidae, Tetratomidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 49: 309-319.
- Recalde, J.I. & San Martín, A.F. 2003. Saproxylics of Navarra (North Spain): chorology, faunistic and status of noticeable, protected and endangered beetles. Proceedings of the second pan-European conference on saproxylic beetles (London, 2002): 66-67.
- Recalde Irurzun, J.I. & San Martín Moreno, A.F., 2007. Presencia de *Oxylaemus variolosus* (Dufour, 1843) en la Península Ibérica, y otras aportaciones sobre Teredinae de Navarra (Coleoptera, Cucujoidae, Bothrideridae). *Heteropterus Revista de Entomología*, 7(1): 57-60.
- Recalde Irurzun, J.I., San Martín, A.F. & Pérez-Moreno, I., 2010. Presencia de *Ampedus brunnicornis* Germar, 1844 en la Península Ibérica y nuevos datos sobre elatéridos de cavidades y podredumbres de las frondosas (Coleoptera: Elateridae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 47: 301-306.
- Ricarte, A.; Jover, T.; Marcos-García, M.A.; Micó, E. & Brustel, H. 2009. Saproxylic beetles (Coleoptera) and hoverflies (Diptera: Syrphidae) from a Mediterranean forest: towards a better understanding of their biology for species conservation. *Journal of Natural History*, 43(9-10): 583-607.
- Richardson, D.M., Williams, P.A. & Hobbs, R.L., 1994. Pine invasions in the southern hemisphere: determinant of spread and Invasibility. *Journal of Biogeography*, 21: 511-527.

Rink, M. & Sinsch, U., 2006. Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology*, 272: 235-243.

Rickenbach, M.; Fletcher, R. & Hansen, E. 2000. *An Introduction to Forest Certification*. Oregon State University Extension Service. Portland. 8 pp.

Rivas Martínez, S., 1962. Contribución al estudio fitosociológico de los hayedos españoles. *Anal. Inst. Bot. A. J. Cavanilles*, 20: 99-128.

Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, W.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; De Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sörlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P. & Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461: 472-475.

Ron Álvarez, M.E.; Fuertes Lasala, E; Blanco Castro E. & Galiano, E.F., 1983. Estudio de la Flora Muscinal del hayedo de Montejo de la Sierra (Provincia de Madrid). *Trabajos del Departamento de Botánica*, 12: 77-93.

Roubal, J., 1941. Tabella analítica specierum *Quedii* Subgeneris *Microsaurus* sensu Dridelli, 1924 de Europa centrali sensu ganglbauer (Staphyl., Col.). *Entomologické Listy (Folia Entomologica)*, 4: 121-131.

Rucker, W.H., 2013. Fauna Europaea: *Latridiidae*. En: Audisio, P. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera* 2. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 12 de marzo de 2013.

Rühm, W., 1956. Die Nematoden der Ipidien. *Parasitologische Schriftenreihe*, 6: 1-435.

Ruiz de la Torre, J., 1985. Las dehesas del vértice norte de Madrid. *Montes*, 1: 8-14.

Ruschka, F., 1924. Kleine Beiträge zur Kenntnis der Forstlichen Chalcididen und Proctotrupiden von Schweden. *Entomologisk Tidskrift*, 45: 13-39.

Sáez, E., 1953. *Los Fueros de Sepúlveda*. Diputación Provincial de Segovia, Segovia.

Sáez Pombo, U.E., 2000. *Montes públicos, territorio y evolución del paisaje en la Sierra Norte de Madrid*. U.A.M. Ediciones - Comunidad de Madrid – Obra Social Caja Madrid. 246 pp.

Sáez Bolaño, J.A.; Blanco Villero, J.M.; Bahillo de la Puebla, P. & López-Colón, J.I., 2010. Aportación a la corología del género *Pryonichus* Solier, 1835. (Coleoptera: Tenebrionidae, Alleculinae) en España y Marruecos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 47: 229-234.

Salgado Costas, J.M., Blas Esteban, M. & Fresneda Gaspar, J., 2008. *Coleoptera: Cholevidae*. En: *Fauna Ibérica*, vol., 31. Museo Nacional de Ciencias Naturales – CSIC. Madrid. 799 pp.

Sama, G., 2002. *Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. British Isles and Continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals*. Nakladatelství Kabourek. Zlín. 173 pp.

Samuelsson, J.; Gustavson, L. & Ingelög, T. 1994. *Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity*. Swedish Threatened species Unit, Upsala. 109 pp.

Sánchez Martínez, C.; Benito Peñil, D.; García de Enterría, S.; Barajas Castro, I.; Martín Herrera, N.; Pérez Ruiz, C.; Sánchez Sánchez, J.; Sánchez Agudo, J.A.; Rodríguez de la Cruz, D.; Galante Patiño, E.; Marcos García, M.A. & Micó Balaguer, E., 2012. *Manual de Gestión Sostenible de Bosques Abiertos Mediiterráneos*. Castilla Tradicional. Valladolid. 148 pp.

Sandström, E., 2003. Dead Wood: objectives, results and life-projects in Swedish forestry. Pp. 37-39. En: Mason, F.; Nardi, G. & Tisato, M. (eds.). Dead wood: a key to biodiversity. *Proceedings of the International Symposium 29–31 May 2003*. Mantova (Italy): Compagnia delle Foreste. 99 p.

Santamaría, J.M.; Gayoso, A. & Otero, J.C., 1996. Los Laemophloeidae Ganglbauer, 1899 (Coleoptera) iberobaleares. Lista de especies y datos corológicos. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 20(3-4): 107-114.

Schiegg, K., 2000a. Effect of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience*, 7: 290-298.

Schiegg, K., 2000b. Are there saproxylic beetles species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography*, 23: 575-587.

Schlaghamerský, D.J., 2000. The Saproxylic Beetles (Coleoptera) and ants (Formicidae) of Central European Hardwood Floodplain Forests. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis*, 103: 1-168 + 36 (appendices).

Schlaghamerský, D.J., 2003. Saproxylic invertebrate of floodplains, a particularly endangered component of biodiversity. Pp. 99. En: Mason, F.; Nardi, G. & Tisato, M.; editors. Dead wood: a key to biodiversity, *Proceedings of the International Symposium 29–31 May 2003*. Mantova (Italy): Compagnia delle Foreste.

Schiegg, K., 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience*, 7: 290-298.

Schnitzler-Lenoble, A., 2002. Ecologie des forêts naturelles d'Europe. Biodiversité, sylvigenèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Tec&Doc. 271 pp.

Schmidl, J. & Bussler, H., 2004. Ökologische gilden xylobionter käfer deutschlands. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 36(7): 202-218.

Sebek, P.; Altman, J.; Platek, M. & Cizek, L., 2013. Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes de Formation of Tree Hollows. *Plos One*, 8(3): 1-6.

Sebek, P.; Cizek, L.; Hauck, D. & Schlaghamerský, J., 2012. Saproxylic beetles in an isolated pollard willow stand and their association with *Osmoderma barnabita* (Coleoptere: Scarabaeidae). En: Jurc, M. (Ed.). Saproxylic beetles in Europe. Monitoring, biology and conservation. *Studia Forestalia Slovenica*, 137: 67-72.

Serrada, R. 2011. *Apuntes de selvicultura*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid. 502 pp + CD.

Shirt, B.D. 1987. *British Red Data Books: 2. Insects*. Peterborough (UK): Nature Conservancy Council, Peterborough. 402 pp.

- Siietonen, J., 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annali Zoologici Fennici*, 31: 89-95.
- Siietonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49: 11-41.
- Simandl, J., 1993. The spatial pattern, diversity and niche partitioning in xilophagous beetles (Coleoptera) associated with *Frangula alnus* Mill. *Acta Oecologica*, 14: 161-171.
- Similä, M.J., 2002. *Patterns of beetle species diversity in Fennoscandian boreal forests: effects of forest age, naturalness and fertility and covariation with other forest-dwelling taxa*. Tesis Doctoral, Universidad de Joensuu.
- Similä, M.J.; Kouki, J. & Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine fprests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and management*, 174: 365-381.
- Simon, A., 1954. Notes sur l'ethologie de *Rhopalopus insubricus* Germ. (Coleoptera, Cerambycidae). *Annales de la Société Entomologique de France*, 123. 135-142.
- Sirami, C.; Jay-Robert, P.; Brustel, H.; Valladares, L.; Le Guilloux, S.; Sverdrup-Thygeson, A. & Birkemoe, T., 2008. What window traps can tell us: effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation*, 13: 183-191
- Slipinski, S.A., 2007. *Cerylonidae*. Pp: 552-554. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Slipinski, S.A., 2013. Fauna Europea. *Bothrideridae*. En: Audisio. P. (Ed.). *Fauna Europaea: Coleoptera 2*. Fauna Europaea, versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 14 de mayo de 2013.
- Slipinski, S.A., 2013. Fauna Europaea: *Cucujidae*. En: Audisio, P. (Ed.). *Fauna Europaea: Coleoptera 2*. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 24 de mayo de 2013.
- Slipinski, S.A. & Schuh, R., 2008. *Zopheridae*. Pp: 78-87. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 5. Tenebrionoidea*. Apollo Books. Stenstrup, 670 pp.
- Smetana, A., 2004. *Staphylinidae (excepto Subfamilias Pselaphinae y Scaphidiinae)*. Pp: 237-698. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 2*. Apollo Books. Stenstrup. 942 pp.
- Smetana, A., 2006. *Scarabaeidae (Subfamilia Cetoniidae)*. Pp: 283-313. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 3*. Apollo Books. Steenstrup, 690 pp.
- Smith, E.P. & Van Belle, G., 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40: 119-129.
- Smithers, C.N., 1981. *Handbook of Insects Collecting: collection, preparation, preservation and storage*. David & Charles, Londres, 184 pp.

- Soberón, J.M. & Llorente, J.B., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- Sparacio, I., 1997. *Coleotteri di Sicilia. Parte II.* Mediterraneo Guide Naturalistiche. L'EPOS. 206 pp.
- Speight, M. 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment Series N° 42. Strasbourg. Council of Europe. 82 pp.
- Speight, M. & Wainhouse, D., 1989. *Ecology and Management of Forest Insects*. Clarendon Press, Broadbridge, Gloucestershire, U.K., 374 pp.
- Speight, M. 1999. *Ecology of the Insects*. Blackwell Science Ltd. USA. 350 pp.
- Spies, T.A., 1998. Forest structure: a key to ecosystem. *Northwest Science*, 72 (special issue nº2): 34-39.
- Ståhl, G.; Ringvali, A. & Fridman, J., 2001. Assessment of coarse woody debris. A methodological overview. *Ecological Bulletins*, 49: 57-70.
- StatPoint Technologies, Inc., 2009. *STATGRAPHICS Centurion XVI Manual de Usuario*. 305 pp.
- Stevens, V., 1995. *The Ecological Role of Coarse Woody Debris. An Overview of the Ecological Importance of CWD in BC Forests*. Ministry of Forest Research Program. British Columbia, Victoria. 30 pp.
- Stireman, J.O.; O'Hara, J.E. & Wood, D.M., 2006. Tachinidae: Evolution, behavior and ecology. *Annual Review of Entomology*, 51: 525-555.
- Stokland, J. (Coord.). 2007. The Saproxylic Database. Biodiversity in dead wood [base de datos en línea]. Disponible en internet en: <<http://www.saproxylic.org>>, con acceso el 23 de mayo de 2013.
- Stokland, J.N.; Siitonen, J. & Johnson, B.G., 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K., 509 pp.
- Strand, M.R. & Pech, L.L., 1995. Immunological basis for compatibility in parasitoid-host relationship. *Annual Review of Entomology*, 40: 31-56.
- Stüben, P.E., 2004. Beschreibung neuer spanischer Arten aus *Acalles sierrae* - Gruppe (Coleoptera: Curculionidae: Cryptorhynchinae). *Snudebiller*, 5: 86-99.
- Švácha, P., 1994. Bionomics, behavior and immature stages of *Pelecotoma fennica* (Paykull) (Coleoptera: Phipiphoridae). *Journal of Natural History*, 28: 585-618.
- Švácha P. & Danilevsky, M.I., 1988. Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Unión (Col. Cerambycoidea). *Acta Universitatis Carolinae Pragae, Biologica*, 31: 121-284.
- Švácha, P. & Danilevsky, M.I., 1989. Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Unión (Col. Cerambycoidea). *Acta Universitatis Carolinae Pragae, Biologica*, 32: 1-205.

- Sverdrup-Thygeson, A. & Birkemoe, T., 2009. What window traps can tell us: Effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation*, 13:183–191.
- Swank, W.T. & Van Lear, D.H., 1992. Multiple-use management of ecosystems perspectives of multiple-use management. *Ecological Applications*, 2: 219-220.
- Taglianti, A., 2013. Fauna Europaea: *Carabidae*. En: Audisio, P. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera* 2. Fauna Europaea versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 22 de abril de 2013.
- Thirgood, J.V., 1989. Man's impact on the forests of Europe. *Journal of World Forest Resource Management*, 4: 67-127.
- Thomas, C.D., 2000. Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267: 139-145.
- Thomaes, A., 2009. A protection strategy for the Stag Beetle (*Lucanus cervus*, (L., 1758), Lucanidae) based on habitat requirements and colonisation capacity. Pp. 149-160. En: Buse, J.; Alexander, K.N.A.; Ranius, T. & Assmann, T. (Eds.). *Saproxylic Beetles. Their role and diversity in European woodland and tree habitats*. Proceedings of the 5th Symposium and workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft, Sofia-Moscow.
- Tomaszewska, W.K., 2007. *Endomychidae (excepto Subfamilia Merophysiinae)*. Pp: 559-568. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucuoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Trella, T., 1924. Wykaz chrząszczów okolic Przemyśla. Omarlińce – Necrophaga. *Polskie Pismo Entomologiczne*, Lwów, 3, str. 18–22.
- Tryzna, M., 2013. Fauna Europaea: *Anthribidae*. En: Alonso-Zarazaga, M.A. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera* 1. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 2 de mayo de 2013.
- Twinn, P.P.G. & Harding, P.P., 1999. *Provisional Atlas of the Longhorn Beetles (Coleoptera: Cerambycidae) of Britain*. Abbots Ripton, UK: Natural Environment Research Council. 96 pp.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) & FAO (Food and Agriculture Organization), 1999. *State of European forests and forestry*, Geneva. 344 pp.
- Van Cleve, K.; Oliver, L.; Schlientner, R.; Viereck, L.A. & Dyrness, C.T., 1983. Productivity and nutrient cycling in taiga forest ecosystems. *Canadian Journal of Forestry Research*, 13: 747-766.
- Vázquez Albalate, X., 1993. *Coleoptera: Oedemeridae, Pyrochroidae, Pythidae & Mycteridae*. En: *Fauna Ibérica*, Vol. 5. Ramos *et al.*, (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 181 pp.
- Vázquez Albalate, X., 2002. *European Fauna of Oedemeridae (Coleoptera)*. Argania Editio. Barcelona. 179 pp.

- Verdú, J.R. & Galante, E., 2005. *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 411 pp.
- Verdugo, A., 2005. *Fauna de Buprestidae de la Península Ibérica y Baleares (Coleoptera)*. Arganía Editio. Barcelona. 350 pp.
- Vienna, P., 1980. *Fauna d'Italia*. Vol. 16. *Coleoptera: Histeridae*. Edizioni Calderini. Bologna. 386 pp.
- Viñolas, A.; Muñoz Batet, J.; Bentanachs, J. & Abós, L., 2014. Nuevos registros de coleóptros interesantes de Cataluña y Almería (Península Ibérica) (Coleoptera). *Arquivos Entomológicos*, 10: 25-38.
- Viñolas, A; Soler, J. & Muñoz Batet, J., 2012. Nuevos registros y nuevas localizaciones de coleópteros para la Península Ibérica y en especial del Paratge Natural de L'Abera (Girona). *Elytron*, 25: 3-63.
- Vit, S. 2006. Eucinetidae, p. 314. In: Löbl, I. & A. Smetana (ed.): *Catalogue of Palearctic Coleoptera. Vol. 3*. Apollo Books. Stenstrup. 690 pp.
- Vodka, S.; Konvicka, M. & Cizek, L., 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13: 553-562.
- Vogel, J., 1989. *Familien Staphylinidae* In: Die Käfer Mitteleuropas. Oekologie 1. Koch Ed. 213-440. Goecke & Evers. Krefeld.
- Warren, M.S. & Key, R.S., 1991. Woodlands: past, present and potential for insects, pp. 155-121. En: Collins, N.M. & Thomas, J.A. (eds.): *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press. Londres, 450 pp.
- Wegrzynowicz, P. 2007a. *Laemophloeidae*. pp: 503-506. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. Stenstrup. 935 pp.
- Wegrzynowicz, P. 2007b. *Erotylidae*. pp: 531-547. En: Löbl, I. & Smetana, A. (Eds.). *Catalogue of Palearctic Coleoptera. Vol. 4. Elateroidea, Derodontoidea, Bostrichoidea, Lymexyloidea, Cleroidea, Cucujoidea*. Apollo Books. 935 pp.
- Wermelinger, B.; Duelli, P. & Obrist, M.K., 2003. Windthrow stimulates arthropod biodiversity in forest, pp. 79-82. En: Mason, F; Nardi, G. & Tisato, M. (eds.): *Proceedings of the International Symposium "Dead wood: a key to biodiversity"*. Mantova, Mayo 29-31 2003. Sherwood 95, Suppl. 2.
- Willis, K.G. & Benson, J.F., 1989. Conservational values of forest. *Forestry*, 62: 93-110.
- Woodroffe, G.E., 1953. An ecological study on the insects and mites in the nests of certain birds in Britain. *Bulletin of Entomological Research*, 44: 739-772.
- Woodroffe, G.E. & Coombs, C.W., 1961. Revision of the North American *Cryptophagus* Herbst (Coleoptera: Cryptophagidae). Miscellaneous Publications, *Entomological Society of America*, 2(2): 179-211.

- Yakovlev, E.B., 1994. *Palaearctic Diptera Associated with Fungi and Myxomycetes*. Petrozavodsk, Russia: Karelian Research Center – Russian Academy of Sciences, 127 pp.
- Xambeu, V., 1902. *Moeurs et métamorphoses des insectes. (8ème. mémoire), Longicornes*. E. Anclaire Imprimerie. Moulins, 220 pp.
- Yélamos, T., 2002. *Coleoptera: Histeridae*. En: *Fauna Ibérica*, Vol. 17. Ramos *et al.*, (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales – CSIC. Madrid. 411 pp.
- Zahradník, P., 2013. Fauna Europaea: *Ptinidae*. En: Audisio, P., (2013) Fauna Europaea: Coleoptera 2. Fauna Europaea versión 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 2 de junio de 2013.
- Zdenek, S., 2013. Fauna Europaea: *Leiodidae*. En: Alonso-Zarazaga, M.A. (Ed.). Fauna Europaea: *Coleoptera I*. Fauna Europaea version 2.6, disponible en: <<http://www.faunaeur.org>>, con acceso el 22 de mayo de 2013.
- Zanetti, A., 2011. *Contribution to the knowledge of Staphylinidae from southern Sardinia (Coleoptera)*. *Conservazione habitat invertebrati* 5: 331-352. En: Nardi, G; Whitmore, D.; Bardiani, M.; Birtele, D.; Mason, F.; Spada, L. & Cerretti, P. (Eds), *Biodiversity of Marganai and Montimannu (Sardinia). Research in the framework of the ICP Forests network. Conservazione Habitat Invertebrati*.
- Zapata, J.L. & Sánchez-Ruiz, A., 2012. Catálogo actualizado de los Elatéridos de la Península Ibérica e Islas Baleares (Coleoptera: Elateridae). *Arquivos Entomológicos*, 6: 115-271.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Situación de los cuatro montes en que se han realizado los trabajos de campo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.2: Localización de los cuatro montes muestreados. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.3: Caracterización de la zona de estudio según la Clasificación Fitoclimática de Allué-Andrade. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’ y del Mapa de Subregiones Fitoclimáticas de España Peninsular y Balear, Banco de Datos de la Naturaleza, MAGRAMA.

Figura 2.4: Vista aérea de la Dehesa Bonita de Somosierra, con localización de las seis estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.5: Vista de la Dehesa Bonita de Somosierra desde el mirador situado en su parte alta, con la autovía A-I al fondo.

Figura 2.6: Vista del abedular en la parte más baja de la ladera de umbría de la Dehesa de Somosierra. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 1 y 2.

Figura 2.7: Vista de la ladera de umbría de la Dehesa de Somosierra a media altura, con pies de roble albar que alcanzan gran porte. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 3 y 4.

Figura 2.8: Vista de la ladera de solana de la Dehesa de Somosierra poblada mayoritariamente por roble melojo. En esta zona se situaron las estaciones de muestreo 5 y 6.

Figura 2.9: Vista aérea del Hayedo de Montejo, con localización de las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.10: Ejemplar añooso y decrepito de haya con gran cantidad de madera muerta a su alrededor.

Figura 2.11: Ejemplar añooso de roble albar situado en la estación de muestreo número 1 del Hayedo de Montejo.

Figura 2.12: Las hayas añoosas y la acumulación de madera muerta de todas dimensiones son frecuentes en algunos puntos del Hayedo de Montejo, aportando gran diversidad de nichos explotables por la fauna saproxílica.

Figura 2.13: Vista aérea de la Dehesa de Madarcos, con indicación de los puntos en que se localizaron las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.14: Vista de la parte baja de la Dehesa de Madarcos, con fresnos y en menor medida melojos que han sobrepasado en gran medida su turno de poda.

Figura 2.15: ejemplares añoosos de fresno (arriba) y melojo (a la derecha) que sirvieron para la ubicación de dispositivos de muestreo en la Dehesa de Madarcos.

Figura 2.16: Vista aérea del Pinar de La Maleza, con indicación de los lugares en que se localizaron las estaciones de muestreo. Imagen tomada del PNOA del Instituto Geográfico Nacional, modificada con ArcMap 10.1 añadiendo capas de ‘Infraestructura de Datos Espaciales Comunidad de Madrid’.

Figura 2.17: ambiente en el interior del Pinar de La Maleza, con algunos de los dispositivos de captura empleados en los muestreos.

Figura 3.1: Trampa de embudos colgada bajo un roble melojo en la Dehesa de Somosierra.

Figura 3.2: Modelo de trampa de intercepción de vuelo utilizada en los muestreos, en este caso colocada sobre el tronco en pie de un gran ejemplar muerto de haya en el Hayedo de Montejo.

Figura 3.3: Imagen de trampa aérea con cebo oloroso (vino y cerveza) de las utilizadas en los trabajos de campo.

Figura 3.4: Al lado, colocación de una trampa de ventana. Abajo, distintos dispositivos de captura dispuestos para ser colocados en una estación de muestreo en el Hayedo de Montejo.

Figura 4.1: Diagrama de barras que representa el porcentaje que suponen las capturas de las 14 especies que han aportado más del 1% de individuos respecto del total capturados en los muestreos.

Figura 4.2: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos de la Dehesa Bonita de Somosierra expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 5 especies, con un total de 1996 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 81,23% del total. El bajo número de especies está a su vez condicionado por el alto número de ejemplares de *Epuraea fuscicollis* (Stephens, 1832) recolectados en esta localidad.

Figura 4.3: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos del Hayedo de Montejo expresada en porcentaje del total de ejemplares atrapados en esa localidad. Estas 14 especies, con un total de 3718 ejemplares aportados a los muestreos, suponen el 77,50% del total de individuos atrapados.

Figura 4.4: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos de la Dehesa de Madarcos expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 22 especies, con un total de 556 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 71,28% del total.

Figura 4.5: Estructura de la fauna de coleópteros saproxílicos del Pinar de La Maleza expresada en porcentaje del total de coleópteros muestreados en esa localidad. Estas 11 especies, con un total de 1430 ejemplares aportados a los muestreos que suponen el 76,63 % del total.

Figura 4.6: Dendrograma de agrupación elaborado para las cuatro estaciones muestreadas de acuerdo con los índices de similitud de Jaccard.

Figura 4.7: Diagrama de barras que permite comparar las cuatro estaciones estudiadas por número de ejemplares, número de especies y número de familias observadas.

Figura 4.8: Diagrama de barras representando la distribución de especies e individuos en los 13 coriotipos considerados.

Figura 4.9: Clasificación según grupos corológicos de las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades muestreadas.

Figura 4.10: Diagrama de barras representando la distribución de especies e individuos según sus preferencias tróficas.

Figura 4.11: Clasificación de los coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades muestreadas según hábitos tróficos.

Figura 5.1: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en la Dehesa de Somosierra, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.2: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en las áreas pobladas por roble albar en el Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.3: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en las áreas pobladas por hayas en el Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.4: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en las áreas pobladas por roble melojo en el Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.5: Curvas de acumulación de especies según los muestreos realizados en las diferentes áreas del Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.6: Curva agregada de acumulación de especies para el hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.7: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en la Dehesa de Madarcos, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.8: Curva de acumulación de especies según los muestreos realizados en el Pinar de La Maleza, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.9: Curvas de acumulación de especies de coleópteros saproxílicos para cada una de las cuatro localidades muestreadas, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.10: Curvas de acumulación de especies de coleópteros saproxílicos obtenida con los datos agregados de los muestreos de las cuatro localidades, con intervalos de confianza del 95%.

Figura 5.11: Extrapolación de las curvas de acumulación de especies hasta 4.796 ejemplares, igualando en longitud a la curva correspondiente al Hayedo de Montejo, con intervalos de confianza del 95%

Figura 5.12: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las 18 estaciones de muestreo situadas en las cuatro localidades estudiadas. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1007.

Figura 6.1: Acumulación de madera muerta en diversos puntos del Hayedo de Montejo.

Figura 6.2: Conteo de madera muerta sobre transectos en una estación de muestreo del Hayedo de Montejo.

Figura 6.3: Ordenación NMDS de la fauna de las cuatro estaciones de muestreo situadas en el Hayedo de Montejo.

Figura 6.4: Curva de tendencia de la captura de ejemplares en función de la cantidad de madera muerta. $y = 227,91 \ln(x) - 81,382$; $R^2 = 0,3457$

Figura 6.5: Curva de tendencia de la captura de especies en función de la cantidad de madera muerta. $y = 9,1203 \ln(x) + 52,583$; $R^2 = 0,7459$

Figura 6.6: Curva de tendencia de la captura de familias en función de la cantidad de madera muerta. $y = 2,6506 \ln(x) + 22,089$; $R^2 = 0,8323$

Figura 6.7: Relación entre el volumen de madera muerta y el número de especies saproxílicas. Tomada de Martikainen *et al.*, 2000.

Figura 7.1: Curvas de acumulación de especies para cada dispositivo de muestreo en la Dehesa de Somosierra.

Figura 7.2: Curvas de acumulación de especies para cada dispositivo de muestreo en el Hayedo de Montejo.

Figura 7.3: Curvas de acumulación de especies para cada tipo de trampa en la Dehesa de Madarcos.

Figura 7.4: Curvas de acumulación de especies para cada tipo de trampa en el Pinar de La Maleza.

Figura 7.5: Curvas de acumulación de especies para cada dispositivo de muestreo en el conjunto de los cuatro montes muestreados.

Figura 7.6: Curvas de acumulación de especies obtenidas para la trampa aérea con cebo oloroso en las cuatro localidades muestreadas.

Figura 7.7: Curvas de acumulación de especies obtenidas para la trampa de ventana en las cuatro localidades muestreadas.

Figura 7.8: Curvas de acumulación de especies obtenidas para la trampa de embudos en las cuatro localidades muestreadas.

Figura 7.9: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las seis estaciones de muestreo situadas en la Dehesa de Somosierra. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1543.

Figura 7.10: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las seis estaciones de muestreo situadas en el Hayedo de Montejo. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1433.

Figura 7.11: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las tres estaciones de muestreo situadas en la Dehesa de Madarcos. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1162.

Figura 7.12: Ordenación NMDS en dos dimensiones de las faunas colectadas por los tres tipos de trampas en las tres estaciones de muestreo situadas en el pinar de La Maleza. La ordenación está basada en datos de abundancia de especies (Bray-Curtis). Estrés de la ordenación: 0,1217.

Figura 7.13: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en la Dehesa de Somosierra (Izquierda por especies; derecha por familias).

Figura 7.14: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el Hayedo de Montejo (Izquierda, por especies; Derecha, por familias).

Figura 7.15: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en la Dehesa de Madarcos (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

Figura 7.16: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el Pinar de La Maleza (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

Figura 7.17: Diagramas de Venn correspondientes a las capturas realizadas en el conjunto de los cuatro montes estudiados (Izquierda, por especies; derecha, por familias).

Figura 8.1: Impactos probables de la explotación forestal y de la extracción de madera en bosques maduros y consecuencias para la fauna de insectos saproxílicos. Tomado de Grove (2002).

Figura 8.2: Formas adquiridas por robles y hayas podados en las diferentes modalidades de horca y pendón en varios pisos (A) y en un solo piso (B). Las figuras representan, de izquierda a derecha, el árbol el año antes de la poda, tras la poda y al año siguiente. Tomado de Pardo Navarro *et al.*, (2003).

Figura 8.3: Forma adquirida por el fresno tras sucesivos trasmochos. La figura representa, de izquierda a derecha, al fresno el año antes de la poda, tras la poda y al año siguiente. Tomado de Pardo Navarro *et al.* (2003).

Figura 8.4; Árbol veterano ideal mostrando la gran diversidad de hábitats potencialmente adecuados para la fauna saproxílica. Tomado de Read (2000).

Figura 8.5: Ejemplar de fresno en la dehesa de Madarcos vuelto a trasmATAR en 2012 de forma experimental tras décadas de ausencia de estas labores.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1: Relación de las estaciones de muestreo en cada una de las localidades, con indicación del tipo de hábitat, y las coordenadas y altitud de su centro.

Tabla 3.2: Relación de especialistas que han colaborado en la identificación del material recogido en los muestreos.

Tabla 4.1: Cuantificación de las capturas realizadas en las cuatro localidades muestreadas en ejemplares, especies y familias.

Tabla 4.2: Relación de especies capturadas en los muestreos que están incluidas en la ‘European Red List of Saproxylic Beetles’ (Nieto & Alexander, 2010).

Tabla 4.3: Especies de coleópteros saproxílicos colectadas en los trabajos de campo cuya presencia en la Península Ibérica era desconocida, con indicación de las localidades en que aparecieron.

Tabla 4.4: Número de especies poco frecuentes localizadas en cada una de las estaciones muestreadas y en el conjunto.

Tabla 4.5: Número de especies y porcentaje para cada grupo corológico en las faunas de las cuatro localidades muestreadas.

Tabla 4.6: Clasificación de las especies de coleópteros saproxílicos capturadas en los muestreos en 13 coriotipos, de acuerdo con su distribución geográfica conocida.

Tabla 4.7: Clasificación de las especies de coleópteros saproxílicos capturadas en los muestreos en seis grupos, de acuerdo con sus hábitos tróficos.

Tabla 4.8: Número de especies y porcentaje según preferencias tróficas en las faunas de coleópteros saproxílicos las cuatro localidades muestreadas.

Tabla 4.9: Índices de similitud calculados para las faunas de coleópteros saproxílicos de las cuatro localidades estudiadas.

Tabla 4.10: Complementariedad entre las faunas de coleópteros saproxílicos de los cuatro montes muestreados.

Tabla 5.1: Valores de riqueza potencial de especies de coleópteros saproxílicos obtenidos para cada una de las áreas estudiadas y para el conjunto según diferentes indicadores paramétricos y no paramétricos.

Tabla 5.2: Valores de distancia entre localidades proporcionados por el análisis MANOVA no paramétrico. $F=6,536$.

Tabla 5.3: Especies que más contribuyen a la disimilitud entre faunas, con indicación de su abundancia en cada uno de las localidades estudiadas según test SIMPER.

Tabla 6.1: Valores de los índices de similitud de las faunas de coleópteros saproxílicos entre los diferentes biomas del Hayedo de Montejo. Se destacan en negrita los valores más altos para cada índice.

Tabla 6.2: Valores de distancia entre biomas proporcionados por el análisis PERMANOVA. $F=1,491$; $p=1,161$.

Tabla 6.3: Especies que más contribuyen a la disimilitud entre faunas en los tres biomas del hayedo de Montejo, con indicación de su abundancia en cada uno de las localidades estudiadas según test SIMPER. Se remarcán en negrita los valores medios de las distintas especies allá donde son más abundantes.

Tabla 6.4: Cantidad de madera muerta y capturas en cada estación de muestreo del Hayedo de Montejo.

Tabla 7.1: Resumen de capturas realizadas por cada tipo de trampa en cada localidad y en el conjunto de las cuatro localidades estudiadas. Los porcentajes se calculan respecto del total de ejemplares, especies o familias capturados en cada localidad (primera columna por la derecha).

Tabla 7.2: Efectividad potencial de cada dispositivo de captura en cada uno de los cuatro montes y en el conjunto.

Tabla 7.3: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en la Dehesa de Somosierra.

Tabla 7.4: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en el Hayedo de Montejo.

Tabla 7.5: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en la Dehesa de Madarcos.

Tabla 7.6: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo en el Pinar de La Maleza.

Tabla 7.7: Índices de similitud entre los grupos de fauna capturados por cada tipo de dispositivo de muestreo para el conjunto de los cuatro montes incluidos en el estudio.

Tabla 7.8: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en la Dehesa de Somosierra proporcionados por el análisis PERMANOVA. $F=5,411$. $p=0,0001$.

Tabla 7.9: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en el Hayedo de Montejo proporcionados por el análisis PERMANOVA. $F=5,221$. $p=0,0001$.

Tabla 7.10: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en la Dehesa de Somosierra proporcionados por el análisis PERMANOVA. $F=6,228$. $p=0,0036$.

Tabla 7.11: Valores de distancia entre faunas colectadas por distintos dispositivos en el pinar de La Maleza proporcionados por el análisis PERMANOVA. $F=6,228$. $p=0,0036$.

Tabla 7.12: Valores del coeficiente de complementariedad obtenido para las diferentes comunidades colectadas por cada tipo de dispositivo de muestreo en cada monte y en el conjunto de los cuatro (T.A.: Trampa aérea con cebo oloroso; T.V.: Trampa de ventana; T.E.: Trampa de embudos).

Tabla 7.13: Efectividad de cada tipo de trampa para las diferentes familias detectadas en el muestreo, en cada monte y en el conjunto. Resultados en número de especies colectadas.

Tabla 7.14: Especies capturadas en la Dehesa de Somosierra por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

Tabla 7.15: Especies capturadas en el Hayedo de Montejo por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

Tabla 7.16: Especies capturadas en la Dehesa de Madarcos por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

Tabla 7.17: Especies capturadas en el Pinar de La Maleza por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en la localidad.

Tabla 7.18: Especies capturadas en el conjunto de los cuatro montes por cada dispositivo de captura según hábitos tróficos. El porcentaje se ha calculado con respecto al total de especies del mismo tipo trófico colectadas en el conjunto de los muestreos.

ANEXO 1

MATERIAL COLECTADO EN LOS MUESTREOS SISTEMÁTICOS

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maléza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Carabidae	<i>Dromius agilis</i> (Fabricius 1787)	0	1	0	1				0				0				0	1
Carabidae	<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze 1777)				0				0	0	1	0	1				0	1
Carabidae	<i>Calodromius spilotus</i> (Illiger 1798)				0				0				0	0	1	1	2	2
Histeridae	<i>Dendrophilus punctatus</i> (Herbst 1792)	0	1	0	1	0	2	0	2	0	2	0	2				0	5
Histeridae	<i>Paramalus flavicomis</i> (Herbst 1792)	0	4	0	4	0	26	0	26			0	0	6	0	6	36	
Histeridae	<i>Paramalus parallelipipedus</i> (Herbst 1792)				0				0	0	2	0	2	0	7	1	8	10
Histeridae	<i>Plegaderus dissectus</i> Erichson 1839	0	6	1	7	0	14	0	14	0	7	0	7				0	28
Histeridae	<i>Plegaderus saucius</i> Erichson 1834				0				0				0	0	2	0	2	2
Histeridae	<i>Gnathoncus nannatensis</i> (Marseul 1762)				0	0	3	0	3	0	5	0	5				0	8
Histeridae	<i>Gnathoncus communis</i> (Marseul 1862)				0				0	0	1	0	1				0	1
Histeridae	<i>Platysoma compressum</i> (Herbst 1783)				0	0	6	1	7				0				0	7
Histeridae	<i>Abraeus perpusillus</i> (Marsham 1802)				0	0	1	1	2				0				0	2
Histeridae	<i>Abraeus granulum</i> Erichson 1839				0	0	1	0	1				0				0	1
Histeridae	<i>Carcinops pumilio</i> (Erichson 1834)				0				0	0	0	1	1				0	1
Histeridae	<i>Cylister elongatum</i> (Thunberg 1787)				0				0				0	0	21	0	21	21
Histeridae	<i>Cylister filiforme</i> (Erichson 1834)				0				0				0	0	2	0	2	2
Leiodidae	<i>Anisotoma humeralis</i> Fabricius 1792	0	18	0	18	0	36	1	37				0				0	55
Leiodidae	<i>Agathidium seminulum</i> (Linnaeus 1758)	0	1	0	1	0	1	0	1				0				0	2
Leiodidae	<i>Triarthron maerkelii</i> Märkel 1840				0	0	0	1	1				0				0	1
Cholevidae	<i>Ptomaphagus tenuicornis</i> (Rosenhauer 1856)				0	0	1	0	1	0	1	0	1				0	2
Cholevidae	<i>Speonemadus vandalitiae</i> (Heyden 1870)				0				0				0	1	0	1	2	2
Scydmaenidae	<i>Scydmaenus hellwigii</i> (Herbst 1792)				0	0	1	0	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Gabrius exspectatus</i> Smetana 1952				0	1	2	0	3				0				0	3
Staphylinidae	<i>Hesperus rufipennis</i> (Gravenhorst, 1802)	0	1	0	1	0	4	4	8	0	74	19	93	1	0	0	1	103
Staphylinidae	<i>Philonthus coprophilus</i> Jarrige, 1949				0	1	0	1	2				0				0	2
Staphylinidae	<i>Hypnogyra monserratii</i> (Outerelo, 1976)				0	0	15	0	15	1	27	0	28	0	2	0	2	45
Staphylinidae	<i>Nudobius latus</i> (Gravenhorst, 1806)				0				0				0	0	2	0	2	2
Staphylinidae	<i>Nudobius collaris</i> (Erichson, 1839)				0				0				0	0	2	0	2	2
Staphylinidae	<i>Quedius fulgidus</i> (Fabricius, 1793)				0				0	0	2	0	2				0	2
Staphylinidae	<i>Quedius aetolicus</i> Kraatz 1858				0				0	0	2	0	2				0	2
Staphylinidae	<i>Quedius infuscatus</i> (Erichson, 1839)				0	0	2	0	2	0	1	0	1				0	3
Staphylinidae	<i>Quedius lateralis</i> (Gravenhorst 1802) SI				0	0	1	0	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Quedius ventralis</i> (Gravenhorst, 1802)				0				0	0	2	0	2				0	2
Staphylinidae	<i>Quedius truncicola</i> Fairmaire, 1854				0				0	0	1	0	1				0	1
Staphylinidae	<i>Xantholinus linearis</i> (A.G. Olivier, 1795)				0	0	0	1	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Xylocromus depressus</i> (Gravenhorst, 1802)				0	0	3	1	4				0				0	4
Staphylinidae	<i>Hapalaraea pygmea</i> (Paykull, 1800)				0	2	0	0	2				0				0	2
Staphylinidae	<i>Phloeonomus pusillus</i> (Gravenhorst, 1806)	2	0	1	3	1	0	0	1				0	0	7	0	7	11

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Staphylinidae	<i>Phloeostiba lapponica</i> (Zetterstedt, 1838)	2	0	0	2				0				0				0	2
Staphylinidae	<i>Phloeostiba plana</i> (Paykull, 1792)	2	1	0	3	3	0	0	3				0	31	4	0	35	41
Staphylinidae	<i>Oxytelus laqueatus</i> (Marsham, 1802)				0	0	1	0	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Tachyporus pusillus</i> (Gravenhorst, 1806)				0				0	0	1	0	1				0	1
Staphylinidae	<i>Sepedophilus bipunctatus</i> (Gravenhorst, 1802)				0	0	2	0	2				0				0	2
Staphylinidae	<i>Sepedophilus marshami</i> (Stephens, 1832)				0	0	6	0	6				0				0	6
Staphylinidae	<i>Aleochara sparsa</i> Heer, 1839				0	151	3	0	154				0				0	154
Staphylinidae	<i>Aleochara brevipennis</i> Gravenhorst, 1806				0	4	2	0	6				0				0	6
Staphylinidae	<i>Atheta nigricomis</i> (Thomson, 1852)				0	1	0	0	1				0	1	0	0	1	2
Staphylinidae	<i>Atheta sodalis</i> (Erichson, 1837)				0	7	0	1	8	3	0	1	4	3	0	0	3	15
Staphylinidae	<i>Atheta fungi</i> (Gravenhorst, 1806)				0	0	1	0	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Atheta picipes</i> (Thomson, 1856)				0	191	0	0	191				0				0	191
Staphylinidae	<i>Bolitochara obliqua</i> Erichson, 1839	0	3	0	3				0				0				0	3
Staphylinidae	<i>Bolitochara lucida</i> (Gravenhorst, 1802)				0	0	5	1	6				0				0	6
Staphylinidae	<i>Placusa adscita</i> (Erichson, 1839)	1	0	0	1	10	2	0	12				0				0	13
Staphylinidae	<i>Placusa atrata</i> (Mannerheim, 1830)				0	7	2	1	10				0				0	10
Staphylinidae	<i>Placusa complanata</i> Erichson, 1839				0				0	2	0	0	2	4	4	0	8	10
Staphylinidae	<i>Placusa depressa</i> Maklin, 1845	4	4	0	8	2	3	0	5	1	0	0	1	2	3	1	6	20
Staphylinidae	<i>Placusa incompleta</i> Sjöberg, 1934				0	9	0	0	9				0				0	9
Staphylinidae	<i>Placusa pumilio</i> (Gravenhorst, 1802)				0	3	0	0	3				0				0	3
Staphylinidae	<i>Placusa tachyporoides</i> (Waltl, 1838)	1	0	0	1	54	2	0	56				0				0	57
Staphylinidae	<i>Thamniaraea cinnamomea</i> (Gravenhorst, 1802)	1	2	0	3				0	0	34	0	34	1	1	1	3	40
Staphylinidae	<i>Liogluta nitidula</i> (Kraatz, 1856)				0	0	51	1	52	0	20	2	22	1	1	1	3	77
Staphylinidae	<i>Dimetrota crassicornis</i> (Fabricius, 1792)				0	4	1	0	5				0				0	5
Staphylinidae	<i>Dinaraea angustula</i> (Gyllenhal, 1810)				0	0	2	0	2				0				0	2
Staphylinidae	<i>Leptusa pulchella</i> (Mannerheim, 1831)				0	0	3	1	4				0	0	4	0	4	8
Staphylinidae	<i>Oxypoda bicolor</i> Mulsant et Rey, 1853				0				0				0	3	7	2	12	12
Staphylinidae	<i>Phloeopora corticalis</i> (Gravenhorst, 1802)				0	3	20	2	25				0	0	1	0	1	26
Staphylinidae	<i>Phloeopora testacea</i> (Mannerheim, 1830)				0	1	2	0	3				0				0	3
Staphylinidae	<i>Batrisodes venustus</i> Riechenbach 1816				0	0	1	0	1				0				0	1
Staphylinidae	<i>Batrisodes adnexus</i> Hampe, 1863				0	0	0	1	1	0	1	0	1				0	2
Staphylinidae	<i>Euplectus nanus</i> (Reichenbach 1816)				0	0	2	0	2				0				0	2
Staphylinidae	<i>Caryoscapha limbata</i> Erichson 1845				0	0	1	0	1				0				0	1
Lucanidae	<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus 1758)	0	3	0	3	0	0	1	1				0				0	4
Lucanidae	<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus 1758)				0				0	0	1	0	1				0	1
Lucanidae	<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus 1758)				0				0	1	1	0	2				0	2
Cetoniidae	<i>Cetonia cuprea</i> Fabricius 1775				0				0	10	9	0	19				0	19
Cetoniidae	<i>Cetonia aurataeformis</i> Curti 1913				0				0	0	1	0	1				0	1

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL	
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ		
Cetoniidae	<i>Protaetia morio</i> (Fabricius 1781)				0				0	15	0	0	15	1	0	0	1	16	
Scirtidae	<i>Prionocyphon serricornis</i> (P. W. J. Müller 1821)				0	0	1	0	1	0	1	0	1				0	2	
Eucinetidae	<i>Eucinetus haemorrhoidalis</i> (Gemar, 1818)				0				0	0	1	0	1				0	1	
Buprestidae	<i>Agrilus biguttatus</i> (Fabricius 1776)	0	1	0	1	0	1	0	1					0			0	2	
Buprestidae	<i>Agrilus angustulus</i> (Illiger 1803)	0	1	0	1	0	0	2	2					0			0	3	
Buprestidae	<i>Agrilus olivicolor</i> Kiesenwetter 1857				0	4	2	0	6					0			0	6	
Buprestidae	<i>Agrilus laticornis</i> (Illiger 1803)				0	3	0	0	3	2	0	0	2				0	5	
Buprestidae	<i>Agrilus viridis</i> Linnaeus 1758				0	0	6	0	6					0			0	6	
Buprestidae	<i>Agrilus viridicaeruleans rubi</i> Schaefer 1937				0				0	3	0	0	3				0	3	
Buprestidae	<i>Anthaxia bicolor comptei</i> Cobos 1966				0				0	0	1	0	1				0	1	
Buprestidae	<i>Anthaxia salicis</i> (Fabricius 1776)				0	0	1	0	1					0			0	1	
Buprestidae	<i>Anthaxia millefolii polychloros</i> Abeille de Perrin 1894				0	1	0	0	1					0			0	1	
Buprestidae	<i>Anthaxia nigrojubata</i> Roubal 1913				0				0				0	2	11	1	14	14	
Buprestidae	<i>Anthaxia nigritula</i> Ratzeburg 1837				0				0				0	0	2	0	2	2	
Buprestidae	<i>Anthaxia carmen</i> Obenberger 1912				0				0				0	0	1	0	1	1	
Buprestidae	<i>Anthaxia godeti</i> Gory & Laporte 1839				0				0				0	0	5	0	5	5	
Buprestidae	<i>Chrysobothris solieri</i> Laporte & Gory 1836				0				0				0	0	4	0	4	4	
Buprestidae	<i>Phaenops cyanea</i> (Fabricius 1775)				0				0				0	0	28	0	28	28	
Buprestidae	<i>Coraebus undatus</i> (Fabricius 1787)				0	0	0	1	1					0			0	1	
Eucnemidae	<i>Melasis buprestoides</i> (Linnaeus 1761)	0	7	1	8	1	6	1	8					0	0	1	0	17	
Throscidae	<i>Trixagus dermestoides</i> (Linnaeus 1766)	0	1	1	2				0				0				0	2	
Throscidae	<i>Trixagus leseigneuri</i> Mouna 2002	1	3	0	4	1	2	0	3	2	1	0	3	5	2	1	8	18	
Throscidae	<i>Trixagus meybohmi</i> Leseigneur 2005				0				0				0	1	0	0	1	1	
Elateridae	<i>Ampedus nigroflavus</i> (Goeze, 1777)	0	1	0	1				0				0				0	1	
Elateridae	<i>Ampedus aurilegulus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	0	16	2	18	0	3	1	4				0	23	
Elateridae	<i>Ampedus nigerrimus</i> (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835)				0	0	2	0	2				0				0	2	
Elateridae	<i>Ampedus pomorum</i> (Herbst 1784)				0				0	0	0	1	1				0	1	
Elateridae	<i>Ampedus sanguineus</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	0	5	4	9	9	
Elateridae	<i>Ischnodes sanguinicollis</i> (Panzer, 1793)				0	0	2	0	2	0	4	0	4				0	6	
Elateridae	<i>Brachygonus ruficeps</i> (Mulsant & Guillebeau 1855)				0	0	5	1	6				0				0	6	
Elateridae	<i>Brachygonus megerlei</i> (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire 1835)				0	0	2	0	2	0	1	0	1				0	3	
Elateridae	<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus 1758				0				0	0	2	0	2				0	2	
Elateridae	<i>Cardiophorus vestigialis</i> Erichson 1840				0				0	3	43	24	70	1	0	0	1	71	
Elateridae	<i>Melanotus villosus</i> (Geoffroy, 1785)	1	5	0	6	1	3	0	4					0	0	5	3	8	18
Elateridae	<i>Procaerus tibialis</i> (Lacordaire 1835)	1	1	1	3	0	4	2	6	0	4	0	4	0	10	1	11	24	
Lycidae	<i>Lygistopterus sanguineus</i> (Linnaeus 1758)				0	0	17	0	17				0				0	17	
Lycidae	<i>Dictyopterus alternatus</i> (Fairmaire 1856)				0	1	0	0	1				0				0	1	
Cantharidae	<i>Malthodes sp.</i>	0	1	0	1	1	0	2	3				0				0	4	

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Cantharidae	<i>Malthodes marginatus</i> (Latreille 1806)				0	1	0	0	1				0				0	1
Cantharidae	<i>Malthinus balteatus</i> Suffrian 1851				0	1	0	0	1				0				0	1
Demestidae	<i>Attagenus pellio</i> (Linnaeus 1758)	0	1	0	1	0	1	0	1	0	4	0	4				0	6
Demestidae	<i>Attagenus pantherinus</i> (Ahrens 1814)				0				0	0	14	1	15				0	15
Demestidae	<i>Attagenus incognitus</i> Háva 2003				0				0	0	1	0	1	0	1	0	1	2
Demestidae	<i>Ctesias serra</i> (Fabricius, 1792)	1	0	0	1	0	3	0	3				0	3	0	0	3	7
Demestidae	<i>Globicornis emarginata</i> (Gyllenhal, 1808)	1	18	4	23	1	17	2	20				0	3	7	6	16	59
Demestidae	<i>Megatoma undata</i> (Linnaeus 1758)	0	1	1	2	0	9	5	14				0	0	2	0	2	18
Demestidae	<i>Dermestes bicolor</i> Fabricius 1781				0				0	1	14	0	15				0	15
Demestidae	<i>Trinodes hirtus</i> (Fabricius 1781)				0	0	4	0	4				0				0	4
Demestidae	<i>Anthrenus fuscus</i> Olivier 1789				0	0	1	0	1				0				0	1
Demestidae	<i>Orphilus niger</i> (Rossi 1790)				0				0	0	3	0	3				0	3
Demestidae	<i>Trogoderma glabrum</i> (Herbst 1783)				0				0	0	2	0	2	1	0	0	1	3
Bostrychidae	<i>Xylopertha retusa</i> (Olivier 1790)	1	0	0	1				0				0				0	1
Bostrychidae	<i>Lichenophanes varius</i> (Illiger 1801)				0	0	1	0	1				0				0	1
Anobiidae	<i>Ptinomorphus imperialis</i> (Linnaeus 1767)	0	1	0	1	0	7	1	8	0	1	0	1				0	10
Anobiidae	<i>Grinobius planus</i> (Fabricius 1787)	0	7	0	7	1	5	0	6				0				0	13
Anobiidae	<i>Dorcatoma robusta</i> Strand, 1938	0	2	0	2				0				0				0	2
Anobiidae	<i>Dorcatoma chrysomelina</i> Sturm 1837				0	0	4	1	5	0	9	0	9				0	14
Anobiidae	<i>Hemicoelus costatus</i> (Aragona 1830)				0	0	15	0	15				0				0	15
Anobiidae	<i>Xyletinus ater</i> (Creutzer in Panzer 1796)				0	0	3	0	3				0				0	3
Anobiidae	<i>Xestobium rufovillosum</i> (De Geer 1774)				0	0	3	0	3				0				0	3
Anobiidae	<i>Xestobium plumbeum</i> (Illiger 1801)				0	9	13	2	24				0				0	24
Anobiidae	<i>Hedobia pubescens</i> (Olivier 1790)				0	0	1	0	1				0				0	1
Anobiidae	<i>Ochina latrellii</i> (Bonelli 1812)				0	0	0	1	1				0				0	1
Anobiidae	<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus 1758)				0	4	267	5	276				0				0	276
Anobiidae	<i>Oligomerus brunneus</i> (Olivier 1790)				0	1	2	2	5	0	13	1	14				0	19
Anobiidae	<i>Ernobius parens</i> (Mulsant & Rey 1863)				0	1	0	0	1				0				0	1
Anobiidae	<i>Stagetus franzi</i> Español 1969				0			0				0	1	1	0	2	2	
Ptinidae	<i>Ptinus fur</i> (Linnaeus 1758)				0	1	4	0	5				0				0	5
Ptinidae	<i>Ptinus sexpunctatus</i> Panzer 1795				0	0	4	2	6				0				0	6
Ptinidae	<i>Ptinus bidens</i> Olivier 1790	4	11	0	15	0	5	1	6	0	6	0	6				0	27
Ptinidae	<i>Ptinus pyrenaicus</i> Pic 1897				0			0		0	0	1	0	1			0	1
Ptinidae	<i>Ptinus bicinctus</i> Sturm 1837				0			0		0	0	6	0	6	0	1	0	7
Ptinidae	<i>Ptinus dubius</i> Sturm 1837				0			0		0			0	2	3	0	5	5
Ptinidae	<i>Niptodes sp.</i>	0	1	0	1	0	5	0	5				0				0	6
Lymexylidae	<i>Hylecoetus dermestoides</i> (Linnaeus 1861)				0	0	2	1	3				0				0	3
Trogossitidae	<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus 1761)	0	1	0	1				0				0				0	1

Anexo 1: Material colectado en los muestreos sistemáticos

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Trogossitidae	<i>Tenebroides fuscus</i> (Goeze 1777)				0	0	5	0	5				0				0	5
Cleridae	<i>Thanasimus formicarius</i> (Linnaeus 1758)	2	3	0	5	4	3	4	11				0	1	33	2	36	52
Cleridae	<i>Tillus elongatus</i> (Linnaeus 1758)	0	3	0	3	0	5	0	5				0				0	8
Cleridae	<i>Clerus mutillarius</i> (Fabricius 1775)	0	1	0	1	0	2	0	2	0	2	0	2	0	1	0	1	6
Cleridae	<i>Korynetes ruficornis</i> Sturm 1837				0	0	2	1	3				0				0	3
Cleridae	<i>Opilo lencinai</i> Bahillo de la Puebla & López-Colón 2011				0	0	1	0	1				0				0	1
Cleridae	<i>Denops albofasciatus</i> (Charpentier 1825)				0				0	0	1	0	1				0	1
Cleridae	<i>Allonyx quadrimaculatus</i> (Schaller 1783)				0				0				0	0	4	0	4	4
Malachidae	<i>Sphinginus lobatus</i> (Olivier 1790)	1	4	0	5	1	0	0	1				0				0	6
Malachidae	<i>Attalus amictus</i> (Erichson 1840)	0	0	1	1	1	1	0	2				0				0	3
Malachidae	<i>Malachius lusitanicus</i> Erichson 1840	0	1	1	2					0	0	1	2	3	0	0	1	6
Malachidae	<i>Axinotarsus tristis</i> (Perris 1864)	0	1	1	2					0			0				0	2
Malachidae	<i>Hypebaeus albifrons</i> (Fabricius 1775)				0	1	0	0	1				0	0	1	0	1	2
Malachidae	<i>Anthocomus fenestratus</i> Linder 1864				0				0	0	1	3	4				0	4
Dasytidae	<i>Aplocnemus andalusicus</i> (Rosenhauer 1856)	0	4	0	4	1	0	2	3				0				0	7
Dasytidae	<i>Aplocnemus aubei</i> Kiesenwetter 1867				0	0	2	0	2				0				0	2
Dasytidae	<i>Aplocnemus impressus</i> (Marsham 1802)				0				0	0	4	1	5				0	5
Dasytidae	<i>Aplocnemus nigricornis</i> (Fabricius 1792)				0				0				0	3	6	7	16	16
Dasytidae	<i>Dasytes subfasciatus</i> Kiesenwetter 1867	0	0	1	1	1	0	0	1				0	0	1	0	1	3
Dasytidae	<i>Dasytes terminalis</i> Jacquelín Du Val 1861	2	0	2	4				0				0	1	5	2	8	12
Dasytidae	<i>Dasytes pauperculus</i> La porte de Castelnau 1840	0	1	1	2	1	10	1	12	0	4	1	5				0	19
Dasytidae	<i>Dasytes aeratus</i> Stephen 1829	0	0	3	3	7	17	2	26				0				0	29
Dasytidae	<i>Dasytes plumbeus</i> (Müller 1776)	7	4	11	22	8	3	0	11				0				0	33
Dasytidae	<i>Dasytes nigraeneus</i> Kuster 1850	0	0	4	4				0				0				0	4
Dasytidae	<i>Mauroania elegans</i> (Kiesenwetter 1867)				0	5	0	0	5				0	6	10	1	17	22
Sphindidae	<i>Aspidiphorus orbiculatus</i> (Gyllenhal 1808)				0	0	4	0	4	0	1	0	1				0	5
Sphindidae	<i>Sphindus dubius</i> (Gyllenhal 1808)				0	0	2	0	2				0	0	2	0	2	4
Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (Fabricius 1777)	7	0	0	7	35	0	0	35				0				0	42
Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadripunctatus</i> (Linnaeus 1758)				0	3	1	0	4	1	0	0	1	13	1	0	14	19
Nitidulidae	<i>Ptyiophagus ferrugineus</i> (Linnaeus 1760)				0				0				0	1	15	0	16	16
Nitidulidae	<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius 1787)	139	0	0	139	36	0	0	36	15	14	0	29	11	0	0	11	215
Nitidulidae	<i>Cryptarcha undata</i> (Olivier 1790)				0	145	0	0	145	1	0	0	1				0	146
Nitidulidae	<i>Soronia grisea</i> (Linnaeus 1758)	9	0	0	9	20	0	0	20	17	8	0	25	2	0	0	2	56
Nitidulidae	<i>Amphotis martini</i> C. Brisout de Barneville 1878				0				0	0	1	0	1				0	1
Nitidulidae	<i>Carpophilus hemipterus</i> (Linneo 1758)				0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	3
Nitidulidae	<i>Epuraea fuscicollis</i> (Stephens 1832)	1181	4	0	1185	145	3	0	148	38	6	0	44	90	0	0	90	1467
Nitidulidae	<i>Epuraea pallescens</i> (Stephens 1832)				0	1	0	0	1	1	0	0	1				0	2
Nitidulidae	<i>Epuraea aestiva</i> (Linnaeus 1758)				0	1	0	0	1	16	0	0	16				0	17

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maléza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Nitidulidae	<i>Epuraea marseuli</i> Reitter 1872				0	3	0	0	3				0				0	3
Nitidulidae	<i>Epuraea boreella</i> (Zetterstedt 1840)				0	2	0	0	2				0				0	2
Nitidulidae	<i>Epuraea unicolor</i> (Olivier 1790)				0				0				0	44	0	0	44	44
Monotomidae	<i>Rhizophagus bipustulatus</i> (Fabricius 1792)	3	2	1	6	3	11	0	14				0				0	20
Monotomidae	<i>Rhizophagus depressus</i> (Fabricius 1792)	1	0	0	1				0				0				0	1
Monotomidae	<i>Rhizophagus parvulus</i> (Paykull 1800)				0	0	1	0	1				0				0	1
Monotomidae	<i>Rhizophagus dispar</i> (Paykull 1800)				0	0	1	0	1				0				0	1
Monotomidae	<i>Rhizophagus unicolor</i> Lucas 1846				0				0				0	1	2	1	4	4
Monotomidae	<i>Rhizophagus ferrugineus</i> (Paykull 1800)				0				0				0	0	4	0	4	4
Silvanidae	<i>Uleiota planata</i> (Linnaeus 1761)				0	0	9	0	9				0				0	9
Cucujidae	<i>Pediacus depressus</i> (Herbst 1797)				0	1	1	0	2				0				0	2
Laemophloeidae	<i>Placonotus testaceus</i> (Fabricius 1787)	1	0	0	1	1	18	0	19				0	1	0	0	1	21
Laemophloeidae	<i>Notolaemus unifasciatus</i> (Latreille 1804)	0	4	1	5	0	1	0	1				0				0	6
Laemophloeidae	<i>Cryptolestes capensis</i> (Waltl 1834)	0	0	1	1	1	2	1	4	0	2	0	2	0	4	0	11	
Laemophloeidae	<i>Laemophloeus monilis</i> (Fabricius 1787)				0	2	80	2	84	1	0	0	1				0	85
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus dentatus</i> (Herbst 1793)	4	0	0	4	1	2	1	4				0				0	8
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus uncinatus</i> Stephens 1830	0	0	1	1				0				0				0	1
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus micaceus</i> Rey 1889	12	0	0	12	1	1	0	2				0				0	14
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus labialis</i> Erichson 1846	0	1	0	1	0	2	1	3				0				0	4
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus badius</i> Sturm 1845	2	0	0	2	0	1	0	1				0				0	3
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus distinguendus</i> Sturm 1845				0	0	0	1	1				0				0	1
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus pallidus</i> Sturm 1845				0	2	0	0	2	0	1	0	1				0	3
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus scanicus</i> (Linnaeus 1758)				0				0	0	12	0	12	0	0	1	1	13
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus cellaris</i> (Scopoli 1763)				0				0				0	0	1	0	1	1
Cryptophagidae	<i>Ephistemus globulus</i> (Paykull 1798)				0				0	0	1	0	1				0	1
Erotylidae	<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg 1781)	0	3	0	3	0	5	0	5				0				0	8
Erotylidae	<i>Triplax russica</i> (Linnaeus 1758)				0	1	227	21	249	0	8	1	9				0	258
Biphyllidae	<i>Diplocoelus fagi</i> Guérin-Ménéville 1838				0	0	8	0	8	5	1	0	6				0	14
Bothrideridae	<i>Oxylaemus variolosus</i> (Dufour 1843)				0				0				0	0	2	0	2	2
Bothrideridae	<i>Bothrideres bipunctatus</i> (Gmelin 1790)	0	3	0	3	0	1	1	2				0	0	2	0	2	7
Cerylonidae	<i>Cerylon histeroides</i> (Fabricius 1793)				0	0	6	0	6				0	0	1	0	1	7
Cerylonidae	<i>Cerylon impressum</i> Erichson 1845				0	0	0	0	0				0	0	2	0	2	2
Endomichidae	<i>Symbiotes gibberosus</i> (Lucas 1846)				0				0	0	1	2	3				0	3
Corylophidae	<i>Arthrolips obscura</i> (Shalberg 1833)	0	1	1	2				0				0				0	2
Corylophidae	<i>Clypastrea brunnea</i> (C. Brisout de Barneville 1863)				0				0				0	0	1	0	1	1
Latridiidae	<i>Enicmus rugosus</i> (Herbst 1793)	0	3	0	3	5	77	33	115	0	6	1	7	0	6	0	6	131
Latridiidae	<i>Enicmus brevicornis</i> (Mannerheim 1844)				0	10	103	14	127				0				0	127
Latridiidae	<i>Enicmus transversus</i> (Olivier 1790)				0				0	0	1	0	1				0	1

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Latridiidae	<i>Corticaria serrata</i> (Paykull 1798)				0	0	1	0	1				0				0	1
Latridiidae	<i>Corticaria fulva</i> (Comolli 1837)				0				0	0	0	1	1	0	0	1	1	2
Latridiidae	<i>Corticaria allenii</i> Johnson 1974				0				0			0	0	2	0	2	2	2
Latridiidae	<i>Corticaria inconspicua</i> Wollaston 1860				0	0	1	0	1				0				0	1
Mycetophagidae	<i>Litargus connexus</i> (Fourcroy 1785)	1	1	0	2	14	11	6	31	3	1	0	4	9	0	0	9	46
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (Linnaeus 1761)				0	0	9	0	9				0				0	9
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius 1777)				0	0	1	0	1				0				0	1
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius 1793				0	0	4	2	6				0				0	6
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius 1798				0	0	0	1	1				0				0	1
Mycetophagidae	<i>Parilendus quadriguttatus</i> P.W.S. Müller 1821				0				0	0	2	0	2				0	2
Ciidae	<i>Cis castaneus</i> Mellie 1848	0	2	0	2	0	0	1	1				0				0	3
Ciidae	<i>Cis jacquemartii</i> Mellie 1848	0	1	0	1				0				0				0	1
Ciidae	<i>Cis micans</i> (Fabricius 1792)	0	1	0	1	0	1	2	3				0				0	4
Ciidae	<i>Cis rugulosus</i> Mellie 1848	0	1	0	1	2	5	7	14				0				0	15
Ciidae	<i>Orthocis alni</i> (Gyllenhal 1813)				0	1	1	4	6				0				0	6
Ciidae	<i>Orthocis pygmaeus</i> (Marsham 1802)				0	0	1	0	1	0	2	0	2	0	1	1	2	5
Ciidae	<i>Orthocis festivus</i> (Panzer 1793)				0	0	3	0	3				0				0	3
Ciidae	<i>Enneapteron cornutum</i> (Gyllenhal 1827)	0	1	0	1				0				0				0	1
Ciidae	<i>Ropalodontus perforatus</i> (Gyllenhal 1813)	0	16	0	16	1	0	0	1	0	3	0	3				0	20
Ciidae	<i>Hadreule elongatum</i> (Gyllenhal 1813)				0				0	0	1	0	1	0	1	0	1	2
Melandryidae	<i>Conopalpus brevicolpis</i> Kraatz, 1885	10	7	4	21	2	4	3	9				0	0	1	0	1	31
Melandryidae	<i>Orchesia micans</i> (Panzer 1795)	0	0	1	1				0				0				0	1
Melandryidae	<i>Abdera bifasciata</i> (Marsham 1802)				0				0	3	0	1	4				0	4
Melandryidae	<i>Abdera quadrifasciata</i> (Curtis 1829)				0	0	0	1	1				0				0	1
Melandryidae	<i>Osphya bipunctata</i> (Fabricius 1775)				0	0	3	0	3				0				0	3
Scaptiidae	<i>Anaspis thoracica</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	3	8	2	2	1	5	0	2	0	2	4	2	0	6	21
Scaptiidae	<i>Anaspis flava</i> (Linnaeus 1758)	3	1	3	7	8	1	0	9	0	1	0	1	0	5	0	5	22
Scaptiidae	<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus 1758)	0	3	21	24				0	0	3	0	3				0	27
Scaptiidae	<i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal 1827)				0				0				0	0	1	0	1	1
Scaptiidae	<i>Cyrtanaspis phalerata</i> (Germar 1831)				0				0				0	0	1	0	1	1
Scaptiidae	<i>Scaptia fuscula</i> Muller 1821				0	1	1	1	3	1	2	1	4				0	7
Mordellidae	<i>Mordella aculeata</i> Linnaeus 1758	0	0	4	4	1	4	3	8				0				0	12
Mordellidae	<i>Mordellistena neuwaldeggiana</i> (Panzer 1796)	1	0	0	1	1	0	1	2				0				0	3
Mordellidae	<i>Mordellistena humeralis</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	2	0	0	2	2
Mordellidae	<i>Tomoxia bucephala</i> (Costa 1854)				0	0	9	2	11				0				0	11
Zopheridae	<i>Bitoma crenata</i> Fabricius, 1775	0	0	1	1	0	2	0	2				0				0	3
Zopheridae	<i>Colydium filiforme</i> Fabricius 1792	0	4	0	4	0	1	0	1				0				0	5
Zopheridae	<i>Endophloeus marcovitchianus</i> (Piller & Mitterpacher 1783)				0	0	11	1	12				0	1	3	0	4	16

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Zopheridae	<i>Synchita separanda</i> (Reitter 1882)				0	0	8	0	8				0				0	8
Zopheridae	<i>Pycnomerus terebrans</i> (Olivier 1790)				0	0	6	2	8				0				0	8
Zopheridae	<i>Colobicus hirtus</i> (Rossi 1790)				0				0	0	1	0	1				0	1
Tenebrionidae	<i>Diaperis boleti</i> Linnaeus 1758	0	1	0	1				0			0				0	1	
Tenebrionidae	<i>Palorus depressus</i> Fabricius 1790	0	3	0	3	0	3	0	3	0	1	0	1			0	7	
Tenebrionidae	<i>Mycetochara pygmaea</i> (Redtenbacher 1874)	1	15	5	21	1	16	2	19	2	21	2	25			0	65	
Tenebrionidae	<i>Mycetochara maura</i> Fabricius 1792	0	1	0	1				0	0	1	0	1			0	2	
Tenebrionidae	<i>Prionychus ater</i> Fabricius 1775				0				0	0	1	0	1			0	1	
Tenebrionidae	<i>Eledona agricola</i> (Herbst 1783)				0	0	3	0	3				0			0	3	
Tenebrionidae	<i>Eledonoprius armatus</i> (Panzer 1799)				0	0	1	0	1				0			0	1	
Tenebrionidae	<i>Nalassus laevioctostriatus</i> (Goeze 1777)				0	0	2	0	2				0	0	4	0	4	
Tenebrionidae	<i>Hypophloeus unicolor</i> (Piller & Mitterpacher 1783)				0	0	4	0	4				0			0	4	
Tenebrionidae	<i>Gonodera luperus</i> (Herbst 1783)				0	1	0	0	1				0			0	1	
Tenebrionidae	<i>Pentaphyllus testaceus</i> Hellwig 1792				0	0	1	0	1	0	1	0	1			0	2	
Tenebrionidae	<i>Corticeus pini</i> Panzer 1799				0				0			0	0	8	0	8	8	
Oedemeridae	<i>Ischnomera xanthoderes</i> (Mulsant 1858)				0				0	1	2	2	5			0	5	
Oedemeridae	<i>Crhysanthia reitteri</i> Seitlitz 1899				0				0	1	0	0	1	0	3	0	4	
Pyrochroidae	<i>Pyrochroa coccinea</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	1	1	0	0	1				0			0	2	
Pyrochroidae	<i>Pyrochroa serraticornis</i> (Scopoli 1763)				0	0	3	0	3				0			0	3	
Salpingidae	<i>Salpingus planirostris</i> (Fabricius 1787)	8	3	4	15	3	3	1	7				0			0	22	
Aderidae	<i>Euglenes oculatus</i> (Paykull 1798)				0	0	5	0	5				0			0	5	
Cerambycidae	<i>Prionus (Prionus) coriarius</i> (Linnaeus 1758)				0	0	1	0	1				0			0	1	
Cerambycidae	<i>Cortodera humeralis</i> (Schaller 1783)	0	2	1	3				0			0	0	0	1	1	4	
Cerambycidae	<i>Rhagium bifasciatum</i> Fabricius 1775	6	0	1	7	0	1	0	1				0			0	8	
Cerambycidae	<i>Rhagium inquisitor</i> Linnaeus 1758				0				0			0	5	10	1	16	16	
Cerambycidae	<i>Rhagium sycophanta</i> (Schrank, 1781)	1	0	0	1				0			0			0	1		
Cerambycidae	<i>Grammoptera ustulata</i> (Schaller 1783)	14	1	0	15	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	18	
Cerambycidae	<i>Grammoptera abdominalis</i> (Stephens 1831)	2	0	0	2				0			0			0	2		
Cerambycidae	<i>Dinoptera collaris</i> (Linnaeus 1758)	7	0	1	8	3	1	0	4				0			0	12	
Cerambycidae	<i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius 1775)	1	0	0	1	2	0	0	2				0			0	3	
Cerambycidae	<i>Ruptela maculata</i> (Poda 1761)	2	0	1	3	2	0	0	2				0			0	5	
Cerambycidae	<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus 1758)	1	0	0	1				0			0			0	1		
Cerambycidae	<i>Stenurella nigra</i> (Linnaeus 1758)				0	1	0	0	1			0	1	0	0	1	2	
Cerambycidae	<i>Stictoleptura scutellata</i> (Fabricius 1781)				0	0	6	0	6				0			0	6	
Cerambycidae	<i>Leptura aurulenta</i> Fabricius 1792				0	1	0	0	1				0			0	1	
Cerambycidae	<i>Stenocorus meridianus</i> (Linnaeus 1758)				0				0	3	0	0	3			0	3	
Cerambycidae	<i>Cerambyx welensis</i> (Kuster 1846)				0				0	0	6	0	6			0	6	
Cerambycidae	<i>Cerambyx scopolii</i> Fuessly 1775	1	0	0	1				0			0			0	1		

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maliza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Cerambycidae	<i>Phymatodes testaceus</i> (Linnaeus 1758)	1	4	1	6	1	3	0	4	0	5	0	5					0 15
Cerambycidae	<i>Purpuricenus kaehleri</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	2	0	0	2	2
Cerambycidae	<i>Chlorophorus ruficomis</i> (Olivier 1790)	1	0	0	1	0	0	1	1				0				0	2
Cerambycidae	<i>Chlorophorus figuratus</i> (Scopoli 1763)				0	0	1	0	1				0				0	1
Cerambycidae	<i>Hylotrupes bajulus</i> Linnaeus 1758				0				0				0	0	1	0	1	1
Cerambycidae	<i>Poecilium rufipes</i> (Fabricius 1776)				0	1	0	0	1				0				0	1
Cerambycidae	<i>Trichoferus pallidus</i> (Olivier 1790)				0	0	1	0	1				0				0	1
Cerambycidae	<i>Glaphyra umbellatarum</i> (Schreber 1759)				0	3	0	0	3				0				0	3
Cerambycidae	<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus 1758)				0	2	0	0	2				0				0	2
Cerambycidae	<i>Clytus tropicus</i> (Panzer 1795)				0	0	0	1	1				0				0	1
Cerambycidae	<i>Plagionotus detritus</i> (Linnaeus 1758)				0	0	1	0	1				0				0	1
Cerambycidae	<i>Xylotrechus arvicola</i> (Olivier 1795)				0	0	2	0	2				0				0	2
Cerambycidae	<i>Xylotrechus antilope</i> (Schönherr 1817)				0	1	1	0	2	0	3	0	3				0	5
Cerambycidae	<i>Stenopterus ater</i> Linnaeus 1767				0				0	0	1	0	1				0	1
Cerambycidae	<i>Alocerus moesiacus</i> (Frivaldszky 1838)				0				0	0	1	0	1				0	1
Cerambycidae	<i>Asemum striatum</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	0	1	0	1	1
Cerambycidae	<i>Spondylis buprestoides</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	0	9	0	9	9
Cerambycidae	<i>Mesosa nebulosa</i> (Fabricius 1781)				0	0	1	0	1				0				0	1
Anthribidae	<i>Allandrus undulatus</i> (Panzer 1795)				0	0	0	1	1				0				0	1
Curculionidae	<i>Magdalis ruficornis</i> (Linnaeus 1758)	0	1	0	1	1	0	0	1				0				0	2
Curculionidae	<i>Magdalis frontalis</i> (Gyllenhal 1827)				0				0				0	2	5	1	8	8
Curculionidae	<i>Magdalis duplicita</i> Germar 1819				0				0				0	0	1	0	1	1
Curculionidae	<i>Magdalis rufa</i> (Germar 1824)				0				0				0	0	1	0	1	1
Curculionidae	<i>Pissodes pini</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	0	1	1	2	2
Curculionidae	<i>Hyllobius abietis</i> (Linnaeus 1758)				0				0				0	0	3	0	3	3
Curculionidae	<i>Rhyncolus elongatus</i> (Gyllenhal 1827)				0				0				0	0	24	0	24	24
Curculionidae	<i>Rhyncholus reflexus</i> Boheman 1838				0				0	0	2	4	6				0	6
Curculionidae	<i>Rhyncholus punctulatus</i> Boheman 1838				0				0	0	9	6	15				0	15
Curculionidae	<i>Hexarthrum exiguum</i> (Boheman 1838)				0				0	0	2	0	2				0	2
Curculionidae	<i>Camptorhinus statua</i> (Rossi 1790)				0				0	0	2	0	2				0	2
Curculionidae	<i>Acalles guadarramiensis</i> Stüber 2004				0	0	3	0	3				0				0	3
Curculionidae	<i>Anisandrus dispar</i> (Fabricius 1792)	543	3	2	548	648	1	2	651				0	2	0	0	2	1201
Curculionidae	<i>Xyleborinus saxeseni</i> (Ratzenburg, 1837)	83	3	0	86	110	1233	35	1378	0	7	0	7				0	1471
Curculionidae	<i>Xyleborus monographus</i> (Fabricius 1792)	5	29	4	38	1	33	2	36	0	13	1	14	0	5	0	5	93
Curculionidae	<i>Xyleborus dryographus</i> Ratzeburg 1837				0				0	0	1	0	1				0	1
Curculionidae	<i>Xyleborus eurygraphus</i> (Ratzebourg 1837)				0				0				0	0	0	1	1	1
Curculionidae	<i>Scolytus intricatus</i> (Ratzeburg 1837)	1	4	2	7	3	4	0	7	0	1	0	1	1	0	0	1	16
Curculionidae	<i>Scolytus rugulosus</i> (Muller 1818)	0	4	0	4				0				0				0	4

FAMILIA	ESPECIE	Dehesa de Somosierra				Hayedo de Montejo				Dehesa de Madarcos				Pinar de La Maléza				TOTAL
		TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	TA	TV	TE	Σ	
Curculionidae	<i>Hylesinus crenatus</i> (Fabricius 1787)				0				0	3	3	0	6				0	6
Curculionidae	<i>Hylesinus toranio</i> Danhoine 1788				0				0	2	9	0	11				0	11
Curculionidae	<i>Taphrorychus bicolor</i> (Herbst 1793)				0	3	89	0	92				0				0	92
Curculionidae	<i>Phloeotribus cristatus</i> (Fa uvel 1889)				0	1	0	0	1	19	3	0	22				0	23
Curculionidae	<i>Dryocoetes villosois</i> (Fabricius 1792)				0	0	1	1	2				0				0	2
Curculionidae	<i>Platypus cylindrus</i> (Fabricius 1792)				0	0	3	0	3	0	1	0	1				0	4
Curculionidae	<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst 1793)				0				0				0	4	525	7	536	536
Curculionidae	<i>Ips acuminatus</i> (Gyllenhal 1827)				0				0				0	0	61	0	61	61
Curculionidae	<i>Gnathotrichus materiarius</i> (Fitch 1858)				0				0				0	0	3	1	4	4
Curculionidae	<i>Orthomicus proximus</i> (Eichhoff 1868)				0				0				0	0	7	1	8	8
Curculionidae	<i>Hylastes attenuatus</i> Erichson 1836				0				0				0	1	514	2	517	517
Curculionidae	<i>Hylastes ater</i> (Paykull 1800)				0				0				0	0	17	0	17	17
Curculionidae	<i>Ptyiogenes bidentatus</i> (Herbst 1784)				0				0				0	35	3	0	38	38
Curculionidae	<i>Hylastes linearis</i> Erichson 1836				0				0				0	0	1	0	1	1
Curculionidae	<i>Ptyiogenes trepanatus</i> (Nordlinger 1848)				0				0				0	2	0	0	2	2
TOTAL					2457				4797				780				1866	9900

TA: Trampa aérea

TV: Trampa de ventana

TE: Trampa de embudos

Suborden Adephaga Clairville, 1806

Familia Carabidae Latreille, 1802

***Dromius agilis* (Fabricius, 1787)**

Tanto los adultos como las larvas viven bajo la corteza de ramas o troncos, tanto de coníferas como de frondosas, donde se alimentan de pequeños insectos (Lindroth, 1986). Se reparte por Europa y Siberia Occidental.

***Microlestes minutulus* (Goeze, 1777)**

Especie depredadora en que tanto los adultos como las fases larvarias se alimentan de pequeños artrópodos, reconocida como saproxílico potencial (Schlaghamerský, 2000). Elemento de amplia distribución paleártica, localizándose desde la Península Ibérica hasta Siberia Central (Vigna Taglianti, 2013).

***Calodromius spilotus* (Illiger, 1798)**

Especie depredadora tanto en la fase adulta como en las fases preimaginales, generalmente de hábitos subcorticícolas, a menudo sobre coníferas (Ortuño & Toribio, 1996). Especie de amplia distribución europea, enrareciéndose hacia el norte, alcanzado por el este Asia Menor y Crimea.

Suborden Polyphaga Emery, 1886

Superfamilia Hydrophiloidea Latreille, 1802

Familia Histeridae Gyllenhal, 1808

***Dendrophilus punctatus* (Herbst, 1792)**

Especie depredadora que habita en árboles muertos, asociada a hormigueros de los géneros *Formica* y *Lasius*, o en nidos de aves construidos en el interior de las cavidades que se forman en el tronco de los árboles añosos (Alexander, 2002; Yélamos, 2002). Se distribuye por la región holártica.

***Paromalus flavicornis* (Herbst, 1792)**

Especie orófila, que se localiza bajo la corteza de árboles muertos, preferentemente frondosas, donde se alimenta de insectos y larvas (Alexander, 2002; Yélamos, 2002). También en el interior de árboles huecos (Schlaghamerský, 2000). Distribución paleártica occidental.

***Paromalus parallelepipedus* (Herbst, 1792)**

Vive preferentemente bajo la corteza de pinos muertos, alimentándose de otros artrópodos saproxílicos, aunque también puede desarrollarse sobre frondosas (Yélamos, 2002). Según el mismo autor la especie presenta distribución paleártica occidental (Yélamos, 2002).

***Plegaderus dissectus* Erichson, 1839**

Especie predadora subcorticícola que se desarrolla sobre madera descompuesta de frondosas (Köhler, 2000). Elemento de distribución europea (Yélamos, 2002).

***Plegaderus saucius* Erichson, 1834**

Especie que se desarrolla bajo la corteza de árboles muertos, preferentemente coníferas, donde depreda sobre otros insectos (Yélamos, 2002). Especie de distribución europea, aunque sólo en áreas de montaña en el sur del continente (Yélamos, 2002; Vienna, 1980).

***Gnathoncus nannatensis* Marseul, 1762**

Especie depredadora que suele encontrarse asociada a los nidos de aves situados en el interior de los agujeros que se forman en los troncos de los árboles añosos, aunque también en otros

sustratos (Schlaghamerský, 2000; Alexander, 2002). Se distribuye por la región paleártica (Yélamos, 2002).

***Gnathoncus communis* (Marseul, 1862)**

Especie necrófaga frecuentemente asociada a egagrópilas de aves así como a nidos de aves o acumulaciones de excrementos de aves marinas o guano de murciélagos en cuevas (Yélamos, 2002). Elemento de amplia distribución paleártica, también presente en Norteamérica y Australia (Yélamos, 2002).

***Platysoma compressum* (Herbst, 1783)**

Especie subcorticícola, predadora, que se desarrolla sobre troncos de frondosas (Yélamos, 2002). Presente en Europa, Caúcaso, Oriente Medio y Siberia (Vienna, 1980).

***Abraeus perpusillus* (Marsham, 1802)**

Especie predadora que vive en la madera en descomposición de diversas frondosas, donde se alimenta activamente de ácaros (Mayet, 1904). Se trata de una especie euroturánica, con presencia desde Marruecos hasta Asia Menor, muy frecuente en Europa central (Yélamos, 2002).

***Abraeus granulum* Erichson, 1839**

Especie para algunos autores asociada a la madera de abetos muy descompuesta, a veces relacionada con algunas especies de hormigas de los géneros *Formica* y *Lasius* (Yélamos, 2002). Especie de distribución europea (Yélamos, 2002).

***Carcinops pumilio* (Erichson, 1834)**

Especie frecuente en cadáveres secos, excrementos, nidos de aves, vegetales en descomposición e incluso productos alimenticios, donde se alimenta de larvas diversas (Morgan, 1983). Especie de distribución cosmopolita (Yélamos, 2002).

***Cylister elongatum* (Thunberg, 1787)**

Especie corticícola que se encuentra preferentemente sobre madera de coníferas recién abatidas donde se alimenta de larvas de diversos escolítidos (Perreau, 1854). Especie de amplia distribución paleártica (Yélamos, 2002).

***Cylister filiforme* (Erichson, 1834)**

Especie corticícola que se desarrolla sobre madera de coníferas a expensas de larvas de insectos xilófagos. Distribución holomediterránea, bastante abundante en la Península Ibérica (Yélamos, 2002).

Superfamilia Staphylynoidea Latreille, 1802

Familia Leiodidae Fleming, 1821

***Anisotoma humeralis* Fabricius, 1792**

Especie micófaga que se desarrolla bajo la corteza o en la madera degradada por hongos de ramas y troncos muertos (Alexander, 2002). Elemento distribuido por Europa, Asia Menor y Norteamérica (Perreau, 2004).

***Agathidium seminulum* (Linnaeus, 1758)**

Especie micetófaga que puede desarrollarse sobre hongos de la madera por lo que es considerada saproxílica facultativa por Schlaghamerský (2000). Su distribución abarca Europa, Siberia y norte de África (Perreau, 2004).

***Triarthron maerkelii* Märkel, 1840**

Especie micófaga que se desarrolla a expensas de los hongos que crecen en el interior de árboles huecos (Trella, 1924). Especie conocida de las Islas Británicas, sur de Escandinavia, gran parte de centro Europa y algunos países del sur, alcanzando el Paleártico oriental (Zdenek, 2013). No es descartable que se trate de la primera cita en la Península Ibérica.

***Ptomaphagus tenuicornis* (Rosenhauer, 1856)**

Especie de biología poco conocida que parece desarrollarse entre la hojarasca de los bosques, aunque se supone pueda tener facultativamente hábitos saproxilófagos como otros congéneres. Elemento de distribución restringida al sur de Francia, Península Ibérica y norte de África (Salgado Costas *et al.*, 2008).

***Speonemadus vandalitiae* (Heyden, 1870)**

Especie humícola que en ocasiones se refugia bajo la corteza de los árboles (Salgado Costas *et al.*, 2008). Su distribución geográfica abarca la vertiente francesa de Pirineos, la Península Ibérica, norte de África, Mallorca y Sicilia (Salgado Costas *et al.*, 2008).

Familia Scydmaenidae Leach, 1815

***Scydmaenus hellwigii* (Herbst, 1792)**

Especie en la que tanto los adultos como las larvas se alimentan de pequeños artrópodos que se desarrollan a expensas de materia vegetal en descomposición (Jaloszynski & Kilian, 2012), pudiendo comportarse como saproxílico facultativo (Schlaghamerský, 2000). Elemento de amplia distribución europea. Especie escasamente citada de la Península Ibérica.

Familia Staphylinidae Latreille, 1802

***Gabrius exspectatus* Smetana, 1952**

Especie silvícola, corticícola y xilodetritívora (Vogel, 1989) que se localiza bajo la corteza descompuesta y húmeda, especialmente en troncos y tocones de árboles derribados, tanto de coníferas como de frondosas. A veces se encuentra en la hojarasca, en la madera en descomposición y entre los musgos que crecen sobre troncos viejos (Burakowski *et al.*, 1980). Elemento cuya distribución abarca la mayor parte del continente europeo, alcanzando Asia Menor (Löbl & Smetana, 2004).

***Hesperus rufipennis* (Gravenhorst, 1802)**

Especie que se localiza debajo de la corteza de árboles añosos o muertos de diversas especies de frondosas, donde depreda sobre otros saproxílicos (Koch, 1989a). Su distribución geográfica abarca buena parte de Europa y norte de África (Löbl & Smetana, 2004).

***Philonthus coprophilus* Jarrige, 1949**

Especie que habita en campos, prados, jardines, lugares rurales y bosques, localizándose sobre excrementos de animales domésticos y salvajes, en un suelo saturado de purines, sobre carroñas secas, en los hongos podridos y junto a los jugos emanados del tronco de algunos árboles, particularmente del abedul (Burakowski *et al.*, 2000). Especie de amplia distribución europea (Smetana, 2013).

***Hypnogyra monserratii* (Outerelo, 1976)**

Especie de hábitos depredadores característica de los huecos o cavidades de los árboles en las que al menos se ha formado un protosuelo (Outerelo, 1981). Endemismo ibérico (Smetana, 2013).

***Nudobius latus* (Gravenhorst, 1806)**

Especie catalogada como saproxílica de árboles resinosos, fundamentalmente pinos dañados, secos, caídos o cortados. Vive bajo cortezas, donde busca durante todas las fases de su ciclo vital especies plaga de dichos árboles, fundamentalmente coleópteros y dípteros (Vogel, 1989). Frecuente en zonas montañosas, en todas las altitudes ocupadas por cualquier tipo de plantas resinosas. Especie de amplia distribución paleártica, ocupando desde la Península Ibérica hasta Japón (Gamarra *et al.*, 2012a). Estas capturas son las primeras registradas en el ámbito ibérico (Gamarra *et al.*, 2012a).

***Nudobius collaris* (Erichson, 1839)**

Especie silvícola, ligada frecuentemente a bosques de montaña, corticícola y humícola (Vogel, 1989), depredadora, que se localiza sobre troncos y tocones, y a menudo también debajo de las piedras (Burakowski *et al.*, 1980). Elemento de distribución europea (Smetana, 2013).

***Quedius fulgidus* (Fabricius, 1793)**

Especie fitodetrívora que habita en bodegas, establos, graneros, cobertizos, apareciendo en la paja podrida, heno y otros restos vegetales. También se encuentran en las madrigueras de ratas y ratones, conejos, tejones, etc. Por otra parte, también puede encontrarse en los huecos de los árboles, bajo la corteza de troncos, entre el musgo y en troncos en descomposición (Burakowski *et al.*, 1980). Elemento de distribución probablemente cosmopolita, conocida en Europa, norte de África, Siberia, India, América del Norte, Australia y Nueva Zelanda. Su presencia es generalizada en casi toda Europa, excepto en el extremo norte (Burakowski *et al.*, 1980).

***Quedius aetolicus* Kraatz, 1858**

Especie considerada como esporádica, estenocórica, en áreas muy reducidas y concretas (Coiffait, 1978; Ponel, 1993). Sus preferencias ecológicas están relacionadas con árboles viejos, podridos, huecos, donde anidan ardillas o aves y crecen hongos (Gridelli, 1924; Joy, 1932; Roubal, 1941; Bordoni, 1974; Ponel, 1993; Alexander, 2002, Hammond, 2003) e incluso en las raíces de dichos árboles (Owen, 1999). Por tratarse de una especie esporádica de medios saproxílicos está considerada en Inglaterra como una especie en peligro o amenazada (Fowles *et al.*, 1999; Alexander, 2004). La distribución geográfica actualmente conocida de esta especie, considerando los catálogos de Hermann (2001) y Löbl & Smetana (2004) y la reciente localización en Turquía (Assing, 2007), hacen que sea considerada como una especie europea mediterránea occidental. Estas son las primeras capturas de la especie registradas en la Península Ibérica (Gamarra *et al.*, 2013a).

***Quedius infuscatus* (Erichson, 1839)**

Especie considerada estenotopa, silvícola, nidícola y xilodetrívora (Vogel, 1989). Bordoni (1974) la considera rara, nidícola en nidos de aves y también en galerías de taladro rojo (*Cossus cossus* L., 1758) en troncos de chopo. Elemento ampliamente distribuido por Europa, con presencia también en Asia Menor, siendo esta la primera cita ibérica (Gamarra *et al.*, 2011).

***Quedius lateralis* (Gravenhorst, 1802)**

Especie silvícola, principalmente de hayedos, que vive sobre diferentes especies de hongos en descomposición, especialmente *Lactarius piperatus* (Scop.) Fr., pudiendo encontrarse además en la madera o entre la hojarasca en descomposición (Burakowski *et al.*, 1980). Especie de amplia distribución paleártica ampliamente representada en el continente europeo (Burakowski *et al.*, 1980).

***Quedius ventralis* (Gravenhorst, 1802)**

Especie depredadora que aparece en los árboles añosos de hoja caduca, sobre todo en los troncos huecos donde previamente han nidificado aves. También puede ser encontrado bajo cortezas, o junto al jugo que se escapa de los árboles, en musgos sobre tocones viejos, e incluso en los nidos de hormigas del género *Lasius* F. (Burakowski *et al.*, 1980). Elemento de distribución europea occidental (Burakowski *et al.*, 1980).

***Quedius truncicola* Fairmaire, 1854**

Especie depredadora que se localiza bajo cortezas mohosas, en el interior de cavidades que se forman en troncos degradados de diversas especies de frondosas o en nidos de aves (Koch, 1989a). Elemento de amplia distribución europea (Löbl & Smetana, 2004).

***Xantholinus linearis* (A.G. Olivier, 1795)**

Especie fitodetritívora que aparece con frecuencia en ambientes sinantrópicos o en biotopos naturales degradados. Encontrado en diversos tipos de restos vegetales en descomposición, excrementos y cadáveres, a veces en los nidos de las aves que aprovechan los huecos de los árboles (Burakowski *et al.*, 1980). Especie de muy amplia distribución paleártica, muy frecuente en el norte de Europa, donde su presencia alcanza más allá del Círculo Polar Ártico (Burakowski *et al.*, 1980).

***Xylocromus depressus* (Gravenhorst, 1802)**

Especie fitodetritívora y humícola (Vogel, 1989), reconocida como saproxílica potencial (Stokland, 2007). Común en el verano, se localiza en campos y prados sobre la paja y el heno mohosos (Burakowski *et al.*, 1979). Especies eurosiberiana presente en la mayor parte de Europa (Burakowski *et al.*, 1979).

***Hapalaraea pygmaea* (Paykull, 1800)**

Especie silvícola, humícola y florícola (Vogel, 1989). De fenología estival, se encuentra sobre troncos de frondosas en descomposición, sobre hongos, en musgos y entre la hojarasca, y también sobre las flores en la primavera (Burakowski *et al.*, 1979). Especie ampliamente distribuida por el continente europeo (Burakowski *et al.*, 1979).

***Phloeonomus pusillus* (Gravenhorst, 1806)**

Especie en la que tanto adultos como larvas viven bajo la corteza de árboles muertos, mayormente coníferas, alimentándose de escolítidos y sus larvas (Koch, 1989a). Elemento de amplia distribución, abarcando Europa, Siberia, norte de África y norte de América (Löbl & Smetana, 2004).

***Phloeostiba lapponica* (Zetterstedt, 1838)**

Especie cortícícola típica de bosques de coníferas actuando como depredadora de larvas de otros artrópodos xilófagos (Vogel, 1989). Descrita inicialmente de Laponia, su área de distribución parece estar en continua expansión hacia el resto de Europa, alcanzando por el este Siberia (Outerelo *et al.*, 2010). Estas son las primeras capturas de esta especie en la Península Ibérica (Outerelo *et al.*, 2010).

***Phloeostiba plana* (Paykull, 1792)**

Especie eminentemente forestal que se localiza únicamente en las cortezas de árboles muertos donde se desarrolla a expensas de otros saproxílicos (Schlaghamerský, 2002). Especie de amplia distribución paleártica (Löbl & Smetana, 2004).

***Oxytelus laqueatus* (Marsham, 1802)**

Especie fitodetritívora y coprófila (Vogel, 1989), que se localiza normalmente en los excrementos, sobre carroña, en montones de estiercol o compost, entre los restos vegetales en descomposición o en los exudados de líquidos de los árboles (Burakowski *et al.*, 1979). Considerada saproxílica facultativa por Stokland (2007). Elemento de distribución cosmopolita (Smetana, 2004), bien distribuida por Europa, fundamentalmente en áreas montañosas (Burakowski *et al.*, 1979).

***Tachyporus pusillus* Gravenhorst, 1806**

Especie muscícola y humícola preferentemente (Outerelo, 1981) que habita en bosques, linderos, prados y brezales, localizándose en la base de árboles viejos, entre la hojarasca, en musgos o entre raíces (Burakowski *et al.*, 1980). Elemento de distribución paleártica, siendo común en casi toda europa (Burakowski *et al.*, 1980).

***Sepedophilus bipunctatus* (Gravenhorst, 1802)**

Especie poco frecuente y de biología poco conocida, ligada casi siempre a bosques maduros y húmedos, donde podría comportarse como micetófila o xilodetríticola (Vogel, 1989). Especie con amplia distribución en Europa, alcanzando también Oriente Próximo (Gamarra *et al.*, 2012b). Esta captura es la primera referida a la especie en el Península Ibérica (Gamarra *et al.*, 2012b).

***Sepedophilus marshami* (Stephens, 1832)**

Especie micetófila, fitodetrítivora y humícola (Vogel, 1989). Se desarrolla en el mantillo que se forma en los huecos de los árboles, bajo las cortezas, en las ramas mohosas y entre la hojarasca en descomposición (Burakowski *et al.*, 1980). Especie ampliamente representada en el continente europeo (Burakowski *et al.*, 1980).

***Aleochara sparsa* Heer, 1839**

Especie depredadora, que a menudo se alimenta de larvas de moscas y de otros invertebrados. Habita principalmente en los nidos de aves localizados en huecos de árboles o cajas nido, así como en madrigueras de grandes y pequeños mamíferos, como tejones, zorros, conejos, topos y ratones. También puede encontrarse en nidos de avispa y abejorros, en acumulaciones de restos vegetales en descomposición, junto a los jugos que emanan de heridas en troncos de árboles, o incluso en las galerías de *Cossus L.* en sauces viejos (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de amplia distribución euroasiática (Burakowski *et al.*, 1981).

***Aleochara brevipennis* Gravenhorst, 1806**

Especie fitodetrítivora, paludícola e higrófila (Vogel, 1989), que se localiza a orillas de ríos o arroyos, bajo piedras o entre restos vegetales en descomposición, y en invierno en los tocones viejos y bajo la corteza de los troncos de árboles caídos y en descomposición (Burakowski *et al.*, 1981), por lo que puede considerarse saproxílica potencial. Se trata de una especie eurosiberiana que ocupa la mayor parte del continente europeo (Burakowski *et al.*, 1981).

***Atheta nigricornis* (Thomson, 1852)**

Especie fitodetrítivora que se desarrolla bajo la corteza de troncos muertos, entre la hojarasca, en otros restos vegetales o de hongos en descomposición, o junto a los líquidos azucarados que rezuman de los árboles y ocasionalmente en los nidos de roedores (Burakowski *et al.*, 1981). Reconocida como saproxílica potencial en Stokland (2007). Su distribución geográfica abarca la mayor parte de Europa, más frecuente en el centro y norte, alcanzando incluso el círculo polar (Burakowski *et al.*, 1981).

***Atheta sodalis* (Erichson, 1837)**

Especie silvícola, micetófila y fitodetrítivora (Vogel, 1989). Se desarrolla entre la hojarasca, sobre hongos en descomposición, entre el musgo, en tocones podridos o en otros acúmulos de materia vegetal degradada (Burakowski *et al.*, 1981). Reconocida como saproxílica potencial por Stokland (2007). Elemento de distribución holártica que ocupa casi toda Europa, siendo más abundante en el centro y norte, llegando hasta el Cáucaso (Burakowski *et al.*, 1981).

***Atheta fungi* (Gravenhorst, 1806)**

Especie fitodetrítivora y humícola (Vogel, 1989). Se localiza sobre hongos en descomposición, sobre madera degradada, entre el musgo o entre restos vegetales en descomposición (Burakowski *et al.*, 1981). De distribución europea, es una especie de las más comunes del género *Atheta* Thomson (Burakowski *et al.*, 1981).

***Atheta picipes* (Thomson, 1856)**

Especie silvícola, fitodetritívora y fungícola (Vogel, 1989), que se localiza bajo las cortezas desprendidas, en la madera degradada, en los hongos descompuestos y en los exudados que aparecen en árboles dañados (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberiana (Smetana, 2004).

***Bolitochara oblicua* Erichson, 1839**

Especie fungívora que se desarrolla en troncos degradados de planifolios, más raramente en los de coníferas, bajo cortezas desprendidas o entre la hojarasca (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de amplia distribución europea, alcanzando hacia el este Rusia y Ucrania (Burakowski *et al.*, 1981).

***Bolitochara lucida* (Gravenhorst, 1802)**

Especie silvícola, micetófila y xilodetritívora (Vogel, 1989), que normalmente se encuentra en troncos añosos de árboles de hoja caduca, especialmente robles y hayas, bajo cortezas desprendidas, sobre troncos derribados o en montones de leña; y a veces sobre cuerpos fructíferos de algunos hongos lignícolas como *Polyporus squamosos* (Huds.) Fr., *Fomes fomentarius* (L.) Fr., *Trametes gibbosa* (Pers.) Fr. y *T. versicolor* (L.) (Burakowski *et al.*, 1981). Burakowski *et al.*, 1981). Especie de distribución europea (Burakowski *et al.*, 1981).

***Placusa adscita* (Erichson, 1839)**

Especie rara, escasa y esporádica, considerada como estenotopa en medios silvícolas, depredadora predominantemente de escolítidos a los que busca en sus propias galerías, bajo cortezas de coníferas (Herard & Mercadier, 1996; Dajoz, 2001; Kenis *et al.*, 2007), aunque también se ha citado en árboles caducífolios (Zanetti, 2011). Especie de amplia distribución europea, alcanzando el Caucaso, Oriente Medio y algunos países del norte de África (Gamarra *et al.*, 2013b). Estas capturas han resultado ser las primeras en el ámbito ibérico (Gamarra *et al.*, 2013b).

***Placusa atrata* (Mannerheim, 1830)**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), que se localiza bajo la corteza desprendida, o en los tocones y troncos moribundos o en descomposición, especialmente coníferas, y más raramente de abedules, robles o alisos (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberiana, con presencia en el norte de África (Smetana, 2004).

***Placusa complanata* Erichson, 1839**

Especie de hábitos depredadores que se localiza bajo la corteza de coníferas muertas (Koch, 1989a; Köhler, 2000). Elemento de distribución eurosiberiana (Löbl & Smetana, 2004).

***Placusa depressa* Maklin, 1845**

Especie que se desarrolla normalmente bajo la corteza de troncos de coníferas en proceso de degradación, depredando sobre otros insectos corticícolas, particularmente el escolítido *Ips typographus* (Burakowski *et al.*, 1981). Especie eurosiberiana, bien representada en Europa, más abundante en el centro y norte del continente (Burakowski *et al.*, 1981; Smetana, 2004).

***Placusa incompleta* Sjöberg, 1934**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), que se localiza, sobre todo, bajo la corteza de coníferas, más raramente sobre algunos caducífolios (roble, haya, abedul, álamo temblón) y en ocasiones en los jugos exudados por algunos árboles (Burakowski *et al.*, 1981). También puede localizarse en las galerías que realizan algunos escarabajos de la corteza, como *Ips typographus* (L.). Elemento de distribución paleártica ampliamente representado en el ámbito europeo (Smetana, 2004).

***Placusa pumilio* (Gravenhorst, 1802)**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), que por lo general se encuentra bajo la corteza de árboles de hoja caduca infestados por escoltídos, y menos frecuentemente sobre coníferas, en particular pinos y abetos (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberiana, ocupando la mayor parte del continente europeo (Smetana, 2004).

***Placusa tachyporoides* (Waltl, 1838)**

Especie silvícola, corticícola, que se desarrolla en madera no muy degradada, generalmente sobre troncos de diferentes especies de frondosas muertas recientemente (roble, abedul, haya, chopo, etc.), a veces también bajo la corteza de pinos y abetos, y en ocasiones sobre cuerpos fructíferos de hongos de la madera, como *Fomes fomentarius* (Burakowski *et al.*, 1981; Schmidl & Bussler, 2004). Elemento de amplísima distribución holártica, común en casi toda Europa, especialmente en zonas de montaña (Burakowski *et al.*, 1981).

***Thamiaraea cinnamomea* (Gravenhorst, 1802)**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), que en ocasiones también se alimenta del exudado que emana del tronco de robles atacados por orugas del género *Cossus* (Alexander, 2002). Especie de distribución europea (Löbl & Smetana, 2004).

***Liogluta nitidula* (Kraatz, 1856)**

Especie humícola y muscícola (Vogel, 1989) que se localiza entre la hojarasca, en la madera en descomposición, entre los musgos o junto a los líquidos azucarados que rezuman de los árboles (Burakowski *et al.*, 1981). Distribuida por el sur y centro de Europa, alcanzando el Cáucaso (Burakowski *et al.*, 1981).

***Dimetrota crassicornis* (Fabricius, 1793)**

Especie fitodetritívora que se localiza en acumulaciones de materia vegetal en descomposición, entre la hojarasca, en troncos en descomposición o junto a los líquidos exudados por las heridas de los árboles (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de amplia distribución europea (Burakowski *et al.*, 1981).

***Dinaraea angustula* (Gyllenhal, 1810)**

Especie fitodetritívora, humícola e higrófila (Vogel, 1989) que se localiza en troncos en descomposición o bajo las cortezas desprendidas (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberina (Burakowski *et al.*, 1981).

***Leptusa pulchella* (Mannerheim, 1831)**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), que se encuentra fundamentalmente bajo la corteza de troncos derribados y muy descompuestos, en las zonas de alimentación de otros insectos subcorticícolas, y también entre musgos y líquenes (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberiana (Burakowski *et al.*, 1981).

***Oxypoda bicolor* Mulsant & Rey, 1853**

Especie silvícola, humícola y xilodetritívora (Vogel, 1989). Reconocida como saproxílica en Stokland (2007). Habita preferentemente en bosques de montaña, desarrollándose sobre acumulaciones de hojarasca, bajo la corteza de troncos degradados, entre el musgo o bajo piedras en zonas húmedas (Burakowski *et al.*, 1981). Especie siempre rara, aunque con una amplia distribución europea escaseando en el sur del continente (Burakowski *et al.*, 1981).

***Phloeopora corticalis* (Gravenhorst, 1802)**

Especie corticícola, que se desarrolla normalmente sobre troncos de coníferas, reconocida como saproxílica (Vogel, 1989; Stokland, 2007), sobre madera no muy degradada (Schmidl & Bussler, 2004). Elemento de distribución europea, abarcando el oeste, sur y centro del continente, siendo menos frecuente en el norte de su rango (Burakowski *et al.*, 1981).

***Phloeopora testacea* (Mannerheim, 1830)**

Especie silvícola y corticícola (Vogel, 1989), reconocida como depredadora de los huevos y larvas jóvenes de escarabajos xilófagos, a las que atrapa en sus galerías, más frecuentemente sobre coníferas, localizándose bajo la corteza de las ramas de los árboles más viejos o sobre pies muertos, en pie o caídos (Burakowski *et al.*, 1981). Elemento de distribución eurosiberiana (Burakowski *et al.*, 1981), siendo más común en zonas de montaña.

***Batriscodes venustus* Riechenbach, 1816**

Especie que habita bajo la corteza de árboles decrépitos o muertos, generalmente frondosas, alimentándose de otros pequeños artrópodos. En ocasiones de hábitos mirmecófilos, localizándose entonces en hormigueros excavados en troncos por hormigas del género *Lasius* (Jeannel, 1950; Koch, 1989b). Especie repartida por diversos países de europa occidental (Löbl, 2013).

***Batriscodes adnexus* Hampe, 1863**

Especie netamente mirmecófila, normalmente localizada en los hormigueros de *Lasius brunneus* (Latreille, 1798). Como la especie anterior habita bajo la corteza de árboles muertos predando sobre otros xilófagos. Especie de distribución restringida a Europa central y meridional (Jeannel, 1950).

***Euplectus nanus* (Reichenbach, 1816)**

Especie que se desarrolla principalmente en el interior de viejos árboles, posiblemente como depredadora (Jeannel, 1950). Su distribución abarca la mayor parte de Europa, enrareciéndose hacia el sur.

***Caryoscapha limbata* Erichson, 1845**

Especie fungívora que se desarrolla bajo la corteza de troncos degradados o sobre hongos de la madera (Burakowski *et al.*, 1978; Schmidl & Bussler, 2004). Elemento distribuido por el centro y sur de Europa, alcanzando el Paleártico oriental (Löbl, 2013).

Superfamilia Scarabaeoidea Latreille, 1802

Familia Lucanidae Latreille, 1804

***Sinodendron cylindricum* (Linnaeus, 1758)**

Especie de larvas xilófagas normalmente asociada a hayedos aunque puede desarrollarse ocasionalmente sobre otras frondosas. En Somosierra hemos comprobado su desarrollo sobre abedul y en menor medida sobre roble (De la Rosa, 2006). Su distribución abarca toda Europa hasta Siberia (Paulian & Baraud, 1982).

***Dorcus parallelepipedus* (Linnaeus, 1758)**

La larva, xilófaga, se desarrolla a partir de madera muerta de numerosas especies de frondosas, como robles, hayas, castaños, tilos, etc. (Martín-Piera & López-Colón, 2000). Se distribuye por toda Europa, Cáucaso, Asia Menor y norte de África.

***Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758)**

Especie de larvas xilófagas que se desarrollan a partir de madera de diferentes especies de quercíneas en descomposición (Martín-Piera & López-Colón, 2000). Su área de distribución abarca gran parte de Europa, alcanzando Siberia Occidental (Paulian & Baraud, 1982).

Familia Cetoniidae Leach, 1815

***Protaetia cuprea* (Fabricius, 1775)**

Especie de fases preimaginales saproxilófagas, que a menudo se desarrollan a expensas del detritus acumulado en el interior de troncos huecos de numerosas especies de planifolios (Paulian & Baraud, 1982; Micó & Galante, 2002). Elemento de distribución europea, con varias subespecies (Paulian & Baraud, 1982).

***Cetonia carthami aurataeformis* Curti, 1913**

Especie florícola de larvas, como es común en la familia, saprofitas que frecuentemente se desarrollan sobre los residuos acumulados en el interior de troncos huecos de diferentes especies de planifolios. Elemento de distribución limitada a la Península Ibérica y Cerdeña (Paulian & Baraud, 1982).

***Protaetia morio* (Fabricius, 1781)**

Especie que se desarrolla sobre materia vegetal en descomposición, a menudo en el mantillo que se forma en el interior de árboles huecos (Micó & Galante, 2002). Especie de distribución limitada al área mediterránea occidental (Smetana, 2006).

Superfamilia Scirtoidea Fleming, 1821

Familia Scirtidae Fleming, 1821

***Prionocyphon serricornis* (P. W. J. Müller, 1821)**

La larva de esta especie es acuática y vive en los llamados dendroelmas, es decir, pequeños acúmulos de agua que se forman en los troncos, ramas, raíces y cavidades de árboles añosos, especialmente hayas donde se alimenta del detritus que se genera a partir de hojas muertas (Alexander, 2002). Especie cuya distribución alcanza buena parte de Europa.

Familia Eucinetidae Lacordaire, 1857

***Eucinetus haemorrhoidalis* (Germar, 1818)**

Tanto las larvas como los adultos se alimentan de hongos que se desarrollan sobre materia vegetal en descomposición en muy diversos ambientes, encontrándose en ocasiones bajo la corteza o entre la madera de árboles muertos (De la Rosa, 2012a). Elemento que en la actualidad presenta una amplia distribución holártica (Vit, 2006). Capturado un único ejemplar, en la Dehesa de Madarcos, que supone el primer registro de esta especie en el ámbito ibérico (De la Rosa, 2012a).

Superfamilia Buprestoidea Leach, 1815

Familia Buprestidae Leach, 1815

***Agrilus biguttatus* (Fabricius, 1776)**

Especie de larvas xilófagas que se desarrollan generalmente en madera de *Quercus*, aunque se ha citado en otras frondosas (Schaefer, 1972). Especie de distribución paleártica (Verdugo, 2005).

***Agrilus angustulus* (Illiger, 1803)**

Especie de larvas xilófagas, muy polífagas, siempre sobre frondosas: *Quercus*, *Fagus*, *Salix*, *Betula*, *Tilia*, *Acer*, *Sorbus*, etc. (Schaeffer, 1972). Elemento de amplia distribución paleártica (Verdugo, 2005).

***Agrilus olivicolor* Kiesenwetter, 1857**

Especie cuyas larvas, xilófagas, se pueden desarrollar sobre diferentes géneros de frondosas: *Carpinus*, *Corylus*, *Fagus*, *Castanea*, *Quercus*, *Acer*, etc. (Cobos, 1986). Taxón de distribución europea meridional y central, desde la Península Ibérica hasta Rusia y Siberia (Verdugo, 2005).

***Agrilus laticornis* (Illiger, 1803)**

Especie xilófaga cuya larva se desarrolla en la madera muerta de diversas especies de frondosas, como *Quercus*, *Castanea*, *Corylus*, *Salix*, *Pyrus* y *Tilia* (Verdugo, 2005). Se distribuye por toda Europa, Cáucaso y Asia Menor (Cobos, 1986).

***Agrilus viridis* Linnaeus, 1758**

Especie de larvas xilófagas, polífagas, que se desarrollan sobre madera muerta de diferentes frondosas, como *Quercus*, *Fagus*, *Salix*, *Betula*, *Tilia*, *Acer*, *Sorbus*, etc. (Verdugo, 2005). Distribución eurosiberiana (Cobos, 1986).

***Agrilus viridicaeruleans rubi* Schaefer, 1937**

Especie cuyos estados inmaduros se desarrollan sobre madera de rosáceas, particularmente sobre el género *Rubus*, espontáneas o cultivadas, sobre las que actúa como parásito secundario (Verdugo, 2005). Taxón de distribución circummediterránea que alcanza incluso el sur de Rusia (Cobos, 1986).

***Anthaxia bicolor comptei* Cobos, 1966**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan sobre oleáceas de los géneros *Fraxinus* y *Olea*. La subespecie nominal es europea oriental y asiática, mientras que la subespecie *comptei* Cobos es un endemismo ibérico de presencia muy esporádica (Cobos, 1986; Verdugo, 2005). Examinado un único ejemplar capturado en trampa de ventana en la Dehesa de Madarcos. Posiblemente se trate del registro de este raro taxón endémico a mayor altitud.

***Anthaxia salicis* (Fabricius, 1776)**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan sobre madera de frondosas, fundamentalmente de quercíneas (Schaefer, 1971). Su distribución geográfica abarca gran parte de Europa, Cáucaso, Asia Menor, y norte de África (Cobos, 1986).

***Anthaxia millefolii polychloros* Abeille de Perrin, 1894**

Taxón muy polífago en su desarrollo inmaduro, habiendo sido citado sobre diversas especies de los géneros *Quercus*, *Amygdalus*, *Sorbus*, *Pistacia*, *Acer*, *Ulmus* y *Nerium* (Cobos, 1986). Subendemismo ibérico, con cierta presencia en Francia meridional (Verdugo, 2005).

***Anthaxia nigrojubata incognita* Bilý, 1974**

Especie de adultos florícolas y larvas xilófagas capaces de desarrollarse sobre *Pinus*, *Abies* y probablemente *Juniperus* (Verdugo, 2005). La subespecie tiene una distribución europea meridional, desde la Península Ibérica hasta Asia menor y sur de Rusia (Cobos, 1986).

***Anthaxia nigritula* Ratzeburg, 1837**

Especie de hábitos florícolas en el estado adulto cuyas larvas, xilófagas, se desarrollan subcorticalmente sobre diferentes especies del género *Pinus* (Verdugo, 2005). Distribución mediterráneo occidental, desde Portugal hasta Polonia, con presencia también en el norte de África (Cobos, 1986).

***Anthaxia carmen* Obenberger, 1912**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan sobre ramas finas de diferentes especies de *Pinus* (Verdugo, 2005). Su distribución geográfica se limita a la Península Ibérica y los Pirineos Orientales franceses.

***Anthaxia godeti* Gory & Laporte, 1839**

Especie xilófaga cuya larva vive sobre ramas de pequeño y mediano grosor de diversos pinos de altura (Verdugo, 2005). Se distribuye por Europa, Cáucaso, Asia Menor y Argelia (Cobos, 1986).

***Chrysobothris solieri* Laporte & Gory, 1836**

Especie de larvas xilófagas que se desarrolla en madera muerta de diferentes géneros de coníferas (Verdugo, 2005). Su distribución queda limitada al área mediterránea (Cobos, 1986).

***Phaenops cyanea* (Fabricius, 1775)**

Especie xilófaga cuya larva vive en la madera muerta de *Pinus*, comportándose como parásito secundario, pero parece que también es capaz de atacar árboles sanos (Cobos, 1986). Especie de distribución paleártica (Verdugo, 2005).

***Coraebus undatus* (Fabricius, 1787)**

Especie cuyo desarrollo larvario se produce como devastador primario, sobre diversas especies de frondosas, especialmente del género *Quercus*, pero también sobre *Fagus*, *Castanea*, *Diospyros*, etc. (Verdugo, 2005). Taxón de distribución europea occidental, con presencia en el norte de África (Cobos, 1986).

Superfamilia Elateroidea Leach, 1815

Familia Eucnemidae Eschscholtz, 1829

***Melasis buprestoides* (Linnaeus, 1761)**

Se desarrolla como xilófago en troncos muertos y tocones, especialmente de *Fagus* y *Carpinus*, cuya madera es compacta y su superficie dura (Muona, 1993). Se reparte por Europa, Siberia y Argelia (Muona, 2007).

Familia Throscidae Laporte, 1840

***Trixagus dermestoides* (Linnaeus, 1766)**

Especie terrícola que se nutre a expensas de las micorrizas que se desarrollan sobre la madera muerta (Bulakowsky, 1975). Considerado por Schlaghamerský (2000) como saproxílico potencial. Elemento de amplia distribución paleártica (Leseigneur, 2013). Especies escasamente citadas en el ámbito ibérico.

***Trixagus leseigneuri* Mouna, 2002**

Especie de biología poco conocida, a la que podemos considerar saproxílico opcional por analogía con *Trixagus dermestoides*. Especie de distribución geográfica restringida a algunos países del suroeste europeo (Leseigneur, 2013).

***Trixagus meybohmi* Leseigneur, 2005**

Al igual que la anterior, se trata de una especie de biología poco conocida, a la que por analogía con *Trixagus dermestoides* podemos considerar saproxílico opcional. Especie recientemente descrita (Leseigneur, 2005) de amplia distribución europea.

Familia Elateridae Leach, 1815

***Ampedus nigroflavus* (Goeze, 1777)**

Especie de larvas depredadoras que se desarrollan en la madera en descomposición de diversas especies de frondosas (*Salix*, *Populus*, *Ulmus*, *Prunus*, *Tilia*, *Fraxinus*, etc.), especialmente si

está atacada por curculiónidos del género *Rhyncolus* (Dajoz, 1962; Leseigneur, 1972). Presenta una distribución eurosiberiana, alcanzando el Cáucaso y Asia Menor (Laibner, 2000).

***Ampedus aurilegulus* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola cuya larva, depredadora, se desarrolla en el interior de cavidades de troncos añosos, tanto de frondosas como de coníferas (Leseigneur, 1972). Su distribución geográfica se limita a la Península Ibérica, sur de Francia y norte de África.

***Ampedus nigerrimus* (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire, 1835)**

Especie propia de bosques caducifolios, especialmente castaños y robledales, cuyas larvas se desarrollan en el interior de cavidades húmedas de los troncos, donde se alimentan de micelio o de insectos micófagos (Iablokoff, 1943). Los adultos se suelen encontrar bajo las cortezas de los árboles, en vuelo o sobre las inflorescencias en que se alimentan (Platia, 1994). Su distribución geográfica comprende casi toda Europa, hasta el Cáucaso (Leseigneur, 1972). Especie escasamente citada en el centro de la Península Ibérica (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012).

***Ampedus pomorum* (Herbst, 1784)**

Parece ser una especie depredadora que habita en la madera en descomposición de diversas frondosas, como *Quercus*, *Fagus* o *Acer* (Koch, 1989a). Alexander (2002) la considera asociada a bosques maduros, pero no una especie saproxílica estricta. Presenta una distribución europea (Cate, 2004). Especie poco frecuente en el centro peninsular (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012).

***Ampedus sanguineus* (Linnaeus, 1758)**

La larva es depredadora y se alimenta de pequeños insectos xilófagos. Se desarrolla en la madera muerta de diversas especies de coníferas (Leseigneur, 1972). Área de distribución muy amplia, abarcando casi toda Europa, Siberia, Cáucaso, Asia Menor y norte de África (Platia, 1994).

***Ischnodes sanguinicollis* (Panzer, 1793)**

Especie que se desarrolla fundamentalmente en las cavidades bajas de robles y hayas, siendo su régimen predador (Platia, 1994) o saprófago (Leseigneur, 1972). Especie de amplísima distribución paleártica, abarcando desde Europa Occidental hasta Japón, aunque casi siempre escasa (Leseigneur, 1972). Incluida en la Lista Roja Europea de Coleópteros Saproxílicos (Nieto & Alexander, 2010) en la categoría de 'Vulnerable'.

***Brachygonus ruficeps* (Mulsant & Guillebeau, 1855)**

Especie que se desarrolla en las cavidades altas y secas o en las bajas bien soleadas de diversos caducifolios, especialmente robles, aunque también castaños y nogales (Iablokoff, 1943). Los adultos se dejan ver al atardecer, cuando sobrevuelan los árboles en flor (Leseigneur, 1972). Elemento distribuido por Europa Central y Meridional (Platia, 1994). Se trata de una especie cuya presencia en la Península Ibérica no fue confirmada hasta fecha bien reciente (Recalde *et al.*, 2010).

***Brachygonus megerlei* (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire, 1835)**

Especie de larvas predadoras que se desarrolla en cavidades bien soleadas de viejos caducifolios, especialmente robles, ya sea en la parte alta de los troncos o en la parte basal si ésta está bien expuesta al sol. Las larvas viven a expensas de las larvas de otros xilófagos, fundamentalmente cetonias (Iablokoff, 1943). Los adultos suelen volar al atardecer en torno a los mismos árboles en que se desarrollan las larvas (Leseigneur, 1972). Su distribución geográfica abarca Europa Central y Meridional y Asia Menor (Platia, 1994). Especie poco abundante en la Península Ibérica (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012).

***Elater ferrugineus* Linnaeus, 1758**

Especie de larvas predadoras que se desarrollan en el interior de troncos cariados de numerosas especies caducifolias a expensas, fundamentalmente, de las larvas de diversas especies de

cetonias (Leseigneur, 1972). Se trata de una especie indicadora de bosques maduros, no abundante en la Península Ibérica (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012). Elemento distribuido por Asia Menor, Europa y Cáucaso (Platia, 1994).

***Cardiophorus vestigialis* Erichson, 1840**

Especie de biología poco conocida cuyas larvas pueden desarrollarse en el suelo y también en el interior de troncos con diferente grado de descomposición (Platia, 1994). Especie ampliamente distribuida en Europa, Asia Menor, Cáucaso y norte de África (Platia, 1994).

***Melanotus villosus* (Geoffroy, 1785)**

Especie típicamente forestal cuyas larvas, de biología mal conocida, se desarrollan en el interior de troncos muertos y degradados de diversas especies caducifolias (Laibner, 2000). Para Platia (1994) los estados larvarios de la especie serían zoófagos o necrófagos. Elemento de amplísima distribución paleártica (Platia, 1994).

***Procaerus tibialis* (Lacordaire, 1835)**

Especie asociada a viejos árboles de especies caducifolias, especialmente robles y hayas, donde la larva se desarrolla en zonas degradadas por podredumbre blanca, a expensas de otros coleópteros xilófagos (Leseigneur, 1972). Especie ampliamente distribuida por Europa, Cáucaso y norte de África (Platia, 1994). Especie poco frecuente en el ámbito ibérico (Zapata & Sánchez-Ruiz, 2012).

Familia Lycidae Laporte, 1836

***Lygistopterus sanguineus* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola cuyas larvas son depredadoras y viven bajo la corteza de troncos muertos de diferentes especies de frondosas, fundamentalmente fagáceas, devorando larvas de otros insectos xilófagos (Español, 1968a). Distribución amplia que abarca Europa, Asia Menor, Cáucaso y Siberia (Allemand *et al.*, 1999).

***Dictyopterus alternatus* (Fairmaire, 1856)**

Especie florícola cuyas larvas se desarrollan normalmente sobre coníferas (Allemand *et al.*, 1999), aunque presumiblemente también podrían hacerlo sobre frondosas (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009), alimentándose de otros xilófagos. La distribución conocida de esta especie se limita a la Península Ibérica y sur de Francia (Pirineos).

Familia Cantharidae Imhoff, 1856

***Malthodes* sp.**

Las larvas de las especies de este género son corticícolas y de hábitos depredadores, alimentándose de otros saproxílicos (Koch, 1989b). Los cuatro ejemplares atrapados resultaron ser hembras, lo que impidió su identificación a nivel específico.

***Malthodes marginatus* (Latreille, 1806)**

La larva de este insecto se desarrolla en la madera en descomposición o bajo la corteza de frondosas muertas, como *Fagus* y *Ahus*, donde se alimenta de pequeños insectos (Koch, 1989b; Alexander, 2002). Su distribución abarca numerosos países europeos (Kazantsev & Brancucci, 2007).

***Malthinus balteatus* Suffrian, 1851**

Especie cuyas larvas se desarrollan en la madera degradada, depredando sobre otros pequeños artrópodos (Koch, 1989b). Elemento de amplia distribución europea, alcanzando el Paleártico oriental (Kazantsev & Brancucci, 2007).

Superfamilia Bostrichoidea Latreille, 1802

Familia Dermestidae Latreille, 1804

***Attagenus pellio* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola de larvas necrófagas considerada saproxílica facultativa en "The Saproxylic Database" (Stokland, 2007). Su distribución es cosmopolita (Mroczkowski, 1968).

***Attagenus pantherinus* (Ahrens, 1814)**

Especie de ecología bastante desconocida. Según Burakowski *et al.* (1986a) los adultos se observan normalmente en mayo y junio sobre las paredes soleadas de edificios, junto a los nidos de avispas alfareras en las que se desarrollan sus larvas y ocasionalmente junto a las heridas de árboles de las que rezuman líquidos azucarados, por lo que podría considerarse como saproxílico potencial. Elemento de amplia distribución europea (Burakowski *et al.*, 1986a).

***Attagenus incognitus* Háva, 2003**

Especie de biología poco conocida que se desarrolla en el interior de huecos de los árboles viejos (A. Herrmann, comunicación personal). Endemismo ibérico recientemente descrito (Háva, 2003).

***Ctesias serra* (Fabricius, 1792)**

Derméstido cuyas larvas viven bajo la corteza o en madera en descomposición de diversas especies, alimentándose de cadáveres o exuvias de otros insectos. Alexander (2002) lo cita como depredador de orugas de algunas especies de lepidópteros. Distribución europea (Mroczkowski, 1968).

***Globicornis emarginata* (Gyllenhal, 1808)**

Los estadíos inmaduros de esta especie habitan bajo la corteza o en el interior de cavidades de árboles añosos, generalmente frondosas, donde se desarrollan a expensas de otros insectos xilófagos o sus partes muertas (Koch, 1989b). También podría desarrollarse sobre *Pinus* (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Su distribución abarca Europa, Cáucaso y oeste de Siberia (Mroczkowski, 1968).

***Megatoma undata* (Linnaeus, 1758)**

Especie de derméstido considerada saproxílica por algunos autores (Schlaghamersky, 2000; Alexander, 2002), debido a que sus larvas pueden desarrollarse sobre la madera en descomposición de árboles añosos, donde se alimentan de los restos de otros insectos. Su distribución abarca la mayor parte de Europa, alcanzando el Cáucaso (Háva, 2007).

***Dermestes bicolor* Fabricius, 1781**

Especie que se desarrolla principalmente en los nidos de las aves silvestres, especialmente las que anidan en agujeros (por lo que podría considerarse sproxílico potencial), aunque también se localiza en las granjas de aves de corral, desvanes y cobertizos, alimentándose de plumas y desechos animales (Burakowski *et al.*, 1986a). Elemento de distribución paleática, presente en la mayor parte de Europa (Burakowski *et al.*, 1986a).

***Trinodes hirtus* (Fabricius, 1781)**

Los adultos y las larvas de esta especie viven bajo la corteza de viejos robles, donde se alimentan de exuvias y restos de insectos muertos que encuentran en las telas de araña (Alexander, 2002). Se reparte por Europa, Cáucaso y norte de África (Mroczkowski, 1968a).

***Anthrenus fuscus* Olivier, 1789**

Las larvas de esta especie son necrófagas y pueden encontrarse bajo la corteza de los árboles, alimentándose de los restos de otros insectos (Schlaghamersky, 2000). Presenta una distribución holártica (Háva, 2007).

***Orphilus niger* (Rossi, 1790)**

Especie de biología poco conocida cuyos estados preimaginales, según Herrmann (comunicación personal) se desarrollan sobre madera en descomposición. Elemento ampliamente distribuido por Europa y norte de África, con presencia en algunos países asiáticos (Háva, 2007).

***Trogoderma glabrum* (Herbst, 1783)**

Especie de ecología poco conocida. Las larvas se desarrollan en partes secas o en descomposición de árboles viejos, bajo la corteza o en nidos de aves y avispas, y también en las casas y en las colecciones entomológicas, alimentándose de otros artrópodos muertos (Burakowski *et al.*, 1986). Los adultos también sobre las flores alimentándose de néctar o sobre las heridas de los árboles. Elemento de amplia distribución holártica que en Europa se encuentra preferentemente en el centro y sur (Burakowski *et al.*, 1986).

Familia Ostrichidae Latreille, 1802***Xyloperta retusa* (Olivier, 1790)**

Especie típicamente forestal cuyas larvas se desarrollan sobre ramas de poco grosor de diversas especies de robles (Español, 1955). Su distribución geográfica ocupa Europa central y meridional, llegando por el este hasta Turkmenistán y por el sur el norte de África (Español, 1955).

***Lichenophanes varius* (Illiger, 1801)**

Especie de larvas xilófaga que se desarrollan sobre madera muerta de fagáceas, preferentemente haya y castaño (Español, 1955). Se reparte por Europa central y meridional, Rusia, Transcaucasia y norte de Siria (Gobbi, 2000).

Familia Anobiidae Fleming, 1821***Ptinomorphus imperialis* (Linnaeus 1767)**

Especie xilófaga que se desarrolla a partir de ramas y troncos muertos o decrepitos de numerosas especies de frondosas: haya, roble, tilo, olmo, etc. (Español, 1992). Su distribución abarca la mayor parte de Europa. Especie cuya presencia en el centro peninsular se conoce desde fechas recientes (De la Rosa *et al.*, 2005).

***Grinobius planus* (Fabricius, 1787)**

Carcoma cuyas larvas se alimentan de madera muerta de diferentes especies de frondosas, principalmente de haya (Español, 1992). Ocupa una amplia superficie en el continente europeo. Especie poco conocida del centro peninsular (De la Rosa *et al.*, 2005).

***Dorcatoma robusta* Strand, 1938**

Especie micetófaga asociada frecuentemente al hongo poliporáceo *Fomes fomentarius*, que puede crecer sobre diversas frondosas. Especie de distribución europea, menos frecuente en Europa occidental, no localizada en la Península Ibérica hasta fecha bien reciente (Pérez Moreno *et al.*, 2008). Estas capturas suponen la confirmación de la presencia de la especie en la Península Ibérica, y la cita más meridional conocida hasta el momento.

***Dorcatoma chrysomelina* Sturm, 1837**

Especie micótica que se desarrolla sobre madera atacada previamente por el hongo *Laetiporus sulphureus*, generalmente sobre frondosas, especialmente querácneas (Koch, 1989b). Su distribución abarca casi toda Europa y Siberia occidental (Pérez Moreno *et al.*, 2008). Primeros registros de la especie en el centro peninsular.

***Hemicoelus costatus* (Aragona, 1830)**

Normalmente, la larva de esta especie se desarrolla como xilófaga en la madera muerta de haya, siendo elemento característico de la biocenosis de este árbol (Español, 1992). Según el mismo autor, su distribución geográfica abarca Europa, Asia Menor y Cáucaso.

***Xyletinus ater* (Creutzer in Panzer, 1796)**

Carcoma cuyas larvas se desarrollan normalmente sobre madera muerta o decrépita de frondosas, preferentemente del género *Quercus* (Español, 1992). Repartida por casi toda Europa y parte occidental de Asia.

***Xestobium rufovillosum* (De Geer, 1774)**

Especie xilófaga que se desarrolla en troncos muertos y degradados de haya, roble y otras frondosas (Español, 1992). Distribuida por toda Europa y noreste de Norteamérica.

***Xestobium plumbeum* (Illiger, 1801)**

Carcoma cuya larva se desarrolla de forma xilófaga en la madera muerta de diversas frondosas, preferentemente de haya (Español, 1992). Se distribuye por Europa central y meridional, Siria y Cáucaso. Especie de fenología temprana.

***Hedobia pubescens* (Olivier, 1790)**

Especie xilófaga, poco frecuente, cuyas larvas se desarrollan sobre hiedra o muérdago (Español, 1992). Extendida por Europa central y meridional. En la Península Ibérica se ha observado sólamente en Pirineos, siempre muy rara (Español, 1992). Primer registro en el centro de la Península Ibérica.

***Ochina latrellii* (Bonelli, 1812)**

Especie muy rara cuyos estados inmaduros se desarrollan sobre madera muerta o decrépita de haya, roble u otras frondosas. Para Español (1992) podría tratarse de una especie relictiva en vías de extinción. Repartida por Europa meridional y central (Español, 1992).

***Ptilinus pectinicornis* (Linnaeus, 1758)**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan sobre ramas y troncos muertos de *Fagus*, *Quercus*, *Populus*, etc. (Español, 1992). Se le supone origen euroasiático, aunque actualmente se encuentra en las regiones Paleártica, Neártica y Neotropical.

***Oligomerus brunneus* (Olivier, 1790)**

Especie rara, eminentemente forestal, que se desarrolla sobre madera de frondosas muy vieja y expuesta a la intemperie (Español, 1992). Especie europea, típica de las partes centrales y meridionales del continente, conocida en la Península Ibérica sólo por escasas citas del tercio septentrional (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Primera cita en el centro de la Península Ibérica.

***Ernobius parens* (Mulsant & Rey, 1863)**

Especie xilófaga asociada a la madera de coníferas. Especie propia del Mediterráneo occidental europeo y africano (Español, 1992).

***Stagetus franzi* Español, 1969**

Especie xilófaga, de biología poco conocida, posiblemente asociada a la madera de coníferas. Especie holomediterránea extendida por el sur de Europa, norte de África y oriente Medio, poco abundante en el ámbito ibérico (Español, 1992).

Familia Ptinidae Latreille, 1802

***Ptinus fur* (Linnaeus, 1758)**

Especie saproxílica ligada a árboles añosos (Alexander, 2002). Las larvas se pueden desarrollar sobre un amplio abanico de restos orgánicos, incluyendo hongos de la madera. Su distribución, en la actualidad, es cosmopolita (Borowski, 2007).

***Ptinus sexpunctatus* Panzer, 1795**

Especie saproxilófaga que habita bajo la corteza y en la madera en descomposición de diversas especies frondosas, principalmente *Quercus* (Koch, 1989b). También, es frecuente su presencia en nidos de abejas de los géneros *Chalicodoma* y *Osmia*. Se distribuye por Europa y el Cáucaso (Borowski, 2007).

***Ptinus bidens* Olivier, 1790**

Se trata de una especie propia de ecosistemas forestales, que vive bajo la corteza de robles y castaños, donde se alimenta de detritus y madera descompuesta (Bellés, 2002). La larva de esta especie ha sido citada también en nidos de abejas del género *Osmia* (Cohic, 1950). Su área de distribución abarca Europa y Cáucaso (Borowski, 2007).

***Ptinus pyrenaeus* Pic, 1897**

Esta especie se localiza en masas forestales de cierta altitud. Vive en el interior de los nidos de himenópteros que nidifican en las cavidades de los árboles añosos, especialmente abejas de la familia Megachilidae (principalmente del género *Osmia*, aunque también de *Anthidium* y *Megachile*). Parece ser que se alimenta de polen y néctar, así como de excrementos, capullos e incluso del cuerpo de las abejas (Bellés & Bosch, 1994). Se reparte por la Península Ibérica y la vertiente francesa de los Pirineos.

***Ptinus bicinctus* Sturm, 1837**

Especie que a menudo se localiza en el interior de troncos degradados o en huecos de árboles, entre el musgo que crece sobre ellos, o entre la hojarasca. En ocasiones también en cobertizos, establos, gallineros o palomares (Burakowski *et al.*, 1986). Elemento cuya amplia distribución abarca gran parte de las regiones paleártica, neártica y afrotropical (Zahradník, 2013).

***Ptinus dubius* Sturm, 1837**

Especie que se localiza preferentemente en bosques de coníferas, siendo detectados los adultos en otoño y en invierno bajo las cortezas desprendidas (Burakowski *et al.*, 1986). Elemento de amplia distribución europea, alcanzando Asia Menor y algunos países norteafricanos (Borowski, 2007).

***Niptodes* sp.**

Género con especies de hábitos corticícolas, necrófagas, con distribución restringida al Mediterráneo occidental (Zahradník, 2013).

Superfamilia Limexiloidea Fleming, 1821

Familia Lymexilidae Fleming, 1821

***Hylecoetus dermestoides* (Linnaeus, 1861)**

Especie micetófaga cuyas larvas se alimentan del micelio de los hongos que tapizan las galerías que excavan en la madera de diferentes especies de frondosas, preferentemente *Betula*, *Fagus*, *Quercus* y *Acer*, y en ocasiones también sobre coníferas (Español, 1959a). Distribución eurosiberiana. Se trata de una especie poco registrada en el centro de la Península Iberica, tan solo con una cita en el Parque Nacional de Cabañeros (Ricarte *et al.*, 2009).

Superfamilia Cleroidea Latreille, 1802

Familia Trogossitidae Latreille, 1802

***Nemozoma elongatum* (Linnaeus, 1761)**

Larvas y adultos viven bajo la corteza de diferentes árboles y en las galerías excavadas por escolítidos y otros xilófagos, cuyas larvas devoran, tanto en frondosas como en coníferas (Español, 1968b; Brustel, 2011). Extendido por Europa y el norte de África (Kolibáč, 2007).

***Tenebroides fuscus* (Goeze, 1777)**

Especie estrictamente ligada a medios forestales (Brustel & Clary, 2000), de hábitos depredadores que se localiza bajo la corteza de troncos muertos de diversas especies de planifolios como roble, haya, sauce, tilo, etc., donde atrapa otros pequeños insectos xilófagos (Español, 1968b). Distribución europea (Kolibáč, 2013).

Familia Cleridae Latreille, 1802

***Thanasimus formicarius* (Linnaeus, 1758)**

Especie en la que tanto los adultos como las larvas presentan hábitos depredadores, viviendo a expensas de insectos xilófagos. Las larvas se localizan preferentemente bajo la corteza de coníferas y menos frecuentemente de frondosas, mientras que los adultos suelen corretear sobre los troncos muertos (Bahillo & López-Colón, 2001b). Distribución paleártica (Löbl & Rölcík, 2007).

***Tillus elongatus* (Linnaeus, 1758)**

Los adultos y las larvas de esta especie viven como depredadores en bosques de frondosas, alimentándose de larvas de insectos xilófagos, especialmente de anóbidos del género *Ptilinus* (Español, 1959b). Se distribuye por Europa y el Cáucaso (Gerstmeier, 1998). La presencia de esta especie en el centro peninsular ha pasado desapercibida hasta fechas recientes (Lencina Gutierrez et al., 2010).

***Clerus mutillarius* (Fabricius, 1775)**

Tanto los adultos como las larvas se localizan sobre troncos de diversas frondosas, donde depredan las fases preimaginales las larvas de otros insectos xilófagos (Español, 1959b). Especie que ocupa Europa central y meridional, norte de África y Cáucaso (Gerstmeier, 1998).

***Korynetes ruficornis* Sturm, 1837**

Especie eminentemente forestal que se desarrolla en el interior de las ramas de diversas especies arbóreas, depredando sobre larvas e imagos de insectos xilófagos. Especie propia del sur de la cuenca mediterránea, alcanzando la Península Ibérica y Chipre (Gerstmeier, 1998).

***Opilo lencinai* Bahillo de la Puebla & López-Colón, 2011**

Especie recientemente descrita en que tanto los imagos como las larvas se localizan en madera de coníferas o frondosas, donde depredan otros insectos xilófagos. Endemismo ibérico recientemente descrito (Bahillo de la Puebla & López-Colón, 2011).

***Denops albofasciatus* (Charpentier, 1825)**

Especie depredadora que se desarrolla en la madera de gran número de frondosas, alimentándose de forma activa de insectos xilófagos y sus larvas (Español, 1955). Elemento cuya distribución abarca la mayor parte de Europa, alcanzando el norte de África y Asia menor (Gerstmeier, 1998).

***Allonyx quadrimaculatus* (Schaller, 1783)**

Especie en la que tanto los imágnes como las fases preimaginales se localizan sobre coníferas, principalmente pinos, depredando sobre numerosas especies de insectos xilófagos (Español, 1959b). Esta especie se estiende por el centro y sur de Europa, alcanzando Chipre y Asia Menor (Gerstmeier, 1998).

Familia Malachiidae Erichson, 1840

***Sphinginus lobatus* (Olivier, 1790)**

Especie de larvas depredadoras que se desarrollan bajo cortezas y en el interior de las galerías de escolítidos en troncos de frondosas (Evers, 1993; Alexander, 2002). Elemento cuya distribución geográfica abarca Europa occidental y norte de África (Mayor, 2007ab).

***Attalus amictus* (Erichson, 1840)**

Especie de larvas corticíolas y depredadoras, localizándose los adultos sobre diversas especies arbóreas o arbustivas. Su distribución geográfica abarca diversos países del suroeste de Europa, alcanzando Suiza (Plata Negrache & Santiago Hernández, 1990).

***Malachius lusitanicus* Erichson, 1840**

Especie corticícola en la que los adultos se localizan mangueando vegetación herbácea. Elemento de distribución Mediterráneo occidental que puede encontrarse en la mayor parte de la Península Ibérica (Plata Negrache & Santiago Hernández, 1990).

***Axinotarsus tristis* (Perris, 1864)**

Especie de larvas corticíolas, depredadoras, mientras que los adultos se suelen localizar sobre gramíneas. Elemento cuya distribución ocupa la mayor parte de la Península Ibérica y el norte de África (Plata Negrache & Santiago Hernández, 1990).

***Hypebaeus albifrons* (Fabricius, 1775)**

Especie de biología prácticamente desconocida, aunque se supone que, como es común en la familia, las larvas puedan desarrollarse al menos facultativamente como saproxílicas, depredando sobre otros artrópodos. Especie de distribución geográfica restringida al sur de Francia, Península Ibérica, Baleares y norte de África (Plata Negrache & Santiago Hernández, 1990).

***Anthocomus fenestratus* Linder, 1864**

Como en la especie anterior, la biología larvaria es desconocida, pero es de suponer que al menos facultativamente pueda actuar como saproxílica. Distribución restringida a Francia y Península Ibérica (Plata Negrache & Santiago Hernández, 1990)

Familia Dasytidae Laporte, 1840

***Aplocnemus andalusicus* (Rosenhauer, 1856)**

Especie polinizadora en su estado adulto y de larvas depredadoras que se desarrollan en el interior de madera de árboles y arbustos. Endemismo ibérico repartido por la mayor parte de la Península (Constantin, 2005).

***Aplocnemus aubei* Kiesenwetter, 1867**

Especie polinizadora en su estado adulto cuyas larvas se desarrollan en el interior de madera muerta depredando sobre otros xilófagos. Endemismo ibérico distribuido por la mayor parte de las zonas montañosas de la Península (Constantin, 2005).

***Aplocnemus impressus* (Marsham, 1802)**

Especie depredadora, fundamentalmente de larvas de escolítidos y otros xilófagos, en madera de *Quercus*, *Pyrus*, *Acer* o *Pinus* (Alexander, 2002). Su distribución abarca buena parte de Europa (Mayor, 2007a).

***Aplocnemus nigricornis* (Fabricius, 1792)**

Especie florícola, de larvas depredadoras, comúnmente asociada a madera de *Quercus* y *Fagus*, muy ligada a áreas forestales de montaña. Su distribución abarca la mayor parte de Europa (Constantin, 2005).

***Dasytes subfasciatus* Kiesenwetter, 1867**

Especie de biología poco conocida, de fases larvarias ligadas a la madera degradada donde se supone depredan sobre otros artrópodos, como es común en el género. Endemismo ibérico (Liberti, 2013).

***Dasytes terminalis* Jacquelin Du Val, 1861**

Especie de biología mal conocida. Los adultos son florícolas y se supone que, como en otras especies del género, las larvas viven en la madera degradada y son depredadoras. Su distribución geográfica abarca el sur de Francia, Península Ibérica y norte de África (Liberti, 2013).

***Dasytes pauperculus* Laporte de Castelnau, 1840**

Se sabe que esta especie es capaz de desarrollarse en ramas de encina (Liberti, 2004), donde viviría como depredadora. Parece ser característica de bosques viejos y bien conservados (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Se distribuye por España, Francia, Italia y Eslovenia (Mayor, 2007a).

***Dasytes aeratus* Stephen, 1829**

Especie de larvas depredadoras que se desarrollan en troncos muy degradados de robles y hayas (Koch, 1989b). Distribuida por Europa, Asia Menor y Cáucaso (Mayor, 2007a).

***Dasytes plumbeus* (Muller, 1776)**

La larva es depredadora y se desarrolla en la madera en descomposición de especies frondosas y coníferas (Constantin, 1989; Koch, 1989b; Schlaghamerský, 2000). Se reparte por Europa, Cáucaso y Siberia (Mayor, 2007a).

***Dasytes nigroaeneus* Kuster, 1850**

Especie de larvas depredadoras ligadas a madera en descomposición (Constantin, 1989). Elemento de distribución circunmediterránea ausente en Oriente Próximo y Turquía (Liberti, 2012).

***Mauroania elegans* (Kiesenwetter, 1867)**

Las fases preimaginariales de esta especie y su biología son desconocidas, pero se supone que como es norma común en esta familia se desarrollan como predadoras de pequeños insectos xilófagos, siendo los adultos polinófagos (Majer, 1997). Especie conocida de la Península Ibérica, Pirineos y Argelia (Majer, 1997).

Superfamilia Cucuoidea Latreille, 1802

Familia Sphindidae Jacquelin du Val, 1860

***Aspidiphorus orbiculatus* (Gyllenhal, 1808)**

Especie saproxílica facultativa de hábitos micófagos, que se puede encontrar en la madera en descomposición, bajo la corteza de árboles muertos o en los cuerpos fructíferos de hongos

lignícolas, tanto en bosques de frondosas como de coníferas (Koch, 1989b; Köhler, 2000; Schlaghamerský, 2000). Distribución paleártica (Jelínek, 2007a).

***Sphindus dubius* (Gyllenhal, 1808)**

Especie forestal, micetófaga, que suele desarrollarse sobre cuerpos fructíferos de hongos de la madera (Schlaghamerský, 2000). Especie presente en gran parte de Europa y norte de África (Jelínek, 2012).

Familia Nitidulidae Latreille, 1802

***Glischrochilus quadriguttatus* (Fabricius, 1777)**

Tanto los adultos como las larvas de esta especie se alimentan de la savia en fermentación que brota como consecuencia de las heridas que ocasionan en los troncos de diferentes especies de frondosas las larvas algunos insectos xilófagos. Los adultos también son frecuentes bajo la corteza de frondosas, donde se alimentan de hongos lignícolas (Audisio, 1993). Algunos autores le atribuyen hábitos depredadores (Köhler, 2000; Schlaghamersky, 2000). Se distribuye por Europa (Jelínek & Audisio, 2007).

***Glischrochilus quadripunctatus* (Linnaeus, 1758)**

Los adultos y las larvas de esta especie habitan debajo de la corteza de coníferas, donde se alimenta principalmente de hongos, especialmente del micelio que tapiza las paredes de las galerías excavadas por ciertos escolítidos (*Ips*, *Blastophagus*, *Dendroctonus*) y de savia en fermentación (Audisio, 1993). También se ha observado en bosques de roble, haya y otras frondosas (Español, 1967). Köhler (2000) la considera una especie depredadora. Elemento eurosiberiano (Jelínek & Audisio, 2007).

***Ptyiophagus ferrugineus* (Linnaeus, 1760)**

Especie asociada a bosques húmedos de coníferas. La larva habita bajo la corteza y en los tocones de árboles muertos, donde se alimenta de los hongos que tapizan las paredes de las galerías de ciertos escolítidos (*Ips*, *Blastophagus*, *Hylastes*, etc.). Según Audisio (1993), tanto las larvas como los adultos pueden depredar sobre las larvas de dichos coleópteros. Distribución paleártica occidental (Jelínek & Audisio, 2007).

***Cryptaracha strigata* (Fabricius, 1787)**

Tanto las larvas como los imágines están ligados a los exudados de savia en fermentación que surgen de las galerías abiertas en la madera de robles por insectos xilófagos, fundamentalmente lepidópteros del género *Cossus*. También se ha señalado a los adultos de esta especie como depredadores (Schlaghamerský, 2000) y se los ha relacionado con algunos hongos lignícolas (Audisio, 1993). Distribución euroasiática (Jelínek & Audisio, 2007).

***Cryptaracha undata* (Olivier, 1790)**

Según Audisio (1993) esta especie presenta idénticas exigencias ecológicas y tróficas que la anterior. Elemento europeo (Jelínek & Audisio, 2007). Especie hasta ahora conocida en el ámbito ibérico únicamente de la Dehesa de Villoslada de Cameros (La Rioja) (Otero *et al.*, 2003), los presentes registros confirman la presencia de la especie en territorio ibérico, siendo la cita más meridional hasta ahora conocida.

***Soronia grisea* (Linnaeus, 1758)**

Las fases larvarias viven bajo la corteza o en galerías de insectos xilófagos, fundamentalmente sobre *Quercus*, *Castanea*, *Populus* y *Salix*, alimentándose de savia fermentada (Audisio, 1993). Especie de distribución holártica (Jelínek & Audisio, 2007).

***Amphotis martini* C. Brisout de Barneville, 1878**

Especie ligada a bosques de quercínes donde se desarrolla fundamentalmente sobre viejos árboles cariados y con lesiones que emiten savia fermentada de la que se alimentan. Los adultos son mirmecófilos y suelen encontrarse junto a hormigas de diversos géneros (Audisio, 1993). Elemento de distribución ibero-magrebí, con presencia en las Islas Canarias (Plaza, 1979).

***Carpophilus hemipterus* (Linneo, 1758)**

Sus adultos pueden alimentarse de savia en fermentación que brota del tronco de algunas frondosas, como *Fagus*, *Ulmus* o *Quercus*, por lo que ha sido calificada como saproxílica facultativa (Koch, 1989b). Segundo Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) podría desarrollarse sobre madera muerta. Especie de distribución cosmopolita (Jelínek & Audisio, 2007).

***Epuraea fuscicollis* (Stephens, 1832)**

Especie frecuente en bosques de quercíneas donde tanto las larvas como los imagoes se alimentan preferentemente sobre las emanaciones de savia fermentada que se producen en las heridas de la corteza de diversas quercíneas o en los agujeros de salida de coleópteros o lepidópteros xilófagos. Los adultos se pueden encontrar además sobre diversas flores o sobre frutos sobremaduros (Audisio, 1993). Elemento de amplia distribución en el Paleártico Occidental, ocupando la mayor parte de Europa, Oriente Medio, Asia Menor e Irán (Audisio, 1993).

***Epuraea pallescens* (Stephens, 1832)**

Especie típicamente ligada, tanto las larvas como los adultos, a madera de diversas especies de frondosas sobre las que se desarrolla alimentándose de savia fermentada o del micelio de diversos hongos lignícolas (Audisio, 1993). Elemento paleártico de amplia distribución, desde Europa Occidental hasta Japón (Jelínek & Audisio, 2007).

***Epuraea aestiva* (Linnaeus, 1758)**

Las alervas de esta especie se desarrollan sobre todo como parásitas de los nidos de algunas especies de himenópteros del género *Bombus*, pero alternativamente pueden desarrollarse a expensas de otras sustancias orgánicas en descomposición o fermentación (Audisio, 1993). Elemento de aplísima distribución holártica (Jelínek & Audisio, 2007).

***Epuraea marseuli* Reitter, 1872**

Los adultos y las larvas viven, preferentemente, bajo la corteza de pinos, pero también de algunas frondosas, a expensas del micelio que aparece en las galerías de los escolítidos, savia en fermentación y carpóforos de basidiomicetos arbóreos (Audisio, 1993). Algunos autores le atribuyen, también, hábitos depredadores (Köhler, 2000; Schlagharmeský, 2000). Distribución eurosiberiana (Jelínek & Audisio, 2007).

***Epuraea boreella* (Zetterstedt, 1840)**

Especie ligada frecuentemente a bosques de coníferas donde las larvas y los adultos se desarrollan preferentemente bajo la corteza de piceas o pinos, alimentándose de los hongos que crecen en el interior de las galerías practicadas por diversos insectos xilófagos (Audisio, 1993). Elemento de amplia distribución holártica, desde Europa hasta Alaska (Jelínek & Audisio, 2007).

***Epuraea unicolor* (Olivier, 1790)**

Especie cuyos estadios preimaginariales se desarrollan a expensas de sustancias vegetales en descomposición o fermentación, como savia de frondosas, cuerpos fructíferos de hongos, fruta, probablemente alimentándose de las bacterias que operan la fermentación de las sustancias citadas (Ratti, 1978). Elemento paleártico, presente desde Europa hasta Japón (Audisio, 1993).

Familia Monotomidae Laporte, 1840

Rhizophagus bipustulatus (Fabricius, 1792)

Especie que se encuentra bajo la corteza de algunas especies de frondosas (*Fagus*, *Quercus*, *Betula*, *Populus*, etc.) y ocasionalmente de coníferas (Koch, 1989b), alimentándose de hongos y de larvas y pupas de algunos coleópteros xilófagos (Krasutskii, 2006). Su distribución abarca Europa, Cáucaso, Asia Menor y norte de África (Jelínek, 2007b).

Rhizophagus depressus (Fabricius, 1792)

Especie corticícola que suele encontrarse en troncos de diversos géneros como *Quercus*, *Betula*, *Populus* o *Pinus*, donde depreda larvas de escolítidos de los géneros *Ips*, *Hylastes*, *Blastophagus* y *Pityogenes* (Koch, 1989b). Elemento de distribución paleártica (Jelínek, 2007b).

Rhizophagus parvulus (Paykull, 1800)

Según Otero & Díaz-Pazos (1993), vive bajo la corteza de árboles muertos de diversas especies de frondosas (*Quercus*, *Betula*), aunque también ha sido localizado en pinares, por lo que es posible que también lo haga en coníferas (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Se cree que es especie depredadora de escolítidos (Koch, 1989b). Especie de distribución eurosiberiana (Jelínek, 2007b).

Rhizophagus dispar (Paykull, 1800)

Esta especie se localiza normalmente bajo la corteza de árboles muertos, donde se alimenta de escolítidos (Koch, 1989b; Alexander, 2002). Se reparte por Europa y norte de África (Jelínek, 2007b).

Rhizophagus unicolor Lucas, 1846

Especie considerada depredadora facultativa por unos autores y micófaga por otros (Otero, 2011). Suele encontrarse preferentemente bajo la corteza de árboles muertos del género *Quercus* (Otero & Díaz-Pazos, 1993), aunque Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) la encuentran preferentemente en hayedos. Su distribución geográfica abarca Europa meridional, Asia Menor y norte de África (Jelínek, 2007b).

Rhizophagus ferrugineus (Paykull, 1800)

Especie que se localiza bajo la corteza de frondosas (*Quercus*, *Fagus*, *Betula*) y coníferas, en árboles añosos o muertos, así como en acúmulos de restos vegetales en descomposición (Otero & Díaz-Pazos, 1993), donde se alimenta de pequeños insectos xilófagos, principalmente larvas de escolítidos (Koch, 1989b). Su distribución abarca Europa, norte de África y Mongolia (Jelínek, 2007b).

Familia Silvanidae Kirby, 1837

Uleiota planata (Linnaeus, 1761)

Especie corticícola que puede localizarse bajo la corteza de árboles muertos de multitud de especies, tanto de coníferas como de frondosas (Koch, 1989b). Schlaghamerský (2000) y Köhler (2000) consideran que se trata de una especie depredadora. Elemento de distribución paleártica (Español, 1963).

Familia Cucujidae Latreille, 1802

Pediacus depressus (Herbst, 1797)

Especie eminentemente forestal, corticícola, depredadora sobre otros saproxílicos, considerada saproxílico obligado (Schlaghamerský, 2000). Elemento de distribución holártica, ampliamente repartido en Europa (Slipinski, 2013) y con muy pocas citas en el ámbito ibérico.

Familia Laemophloeidae Ganglbauer, 1899

***Placonotus testaceus* (Fabricius, 1787)**

Especie corticícola de hábitos depredadores que se localiza en diferentes especies de árboles, tanto coníferas como frondosas, frecuentemente asociado a escolítidos (Lefkovitch, 1959; Español, 1963). Elemento de distribución holártica (Santamaría *et al.*, 1996).

***Notolaemus unifasciatus* (Latreille, 1804)**

Se trata de una especie saproxílica, subcorticícola y depredadora, asociada generalmente a grandes troncos o ramas gruesas, especialmente de *Quercus* o *Fagus*, y más raramente a otras especies caducifolias (Ratti, 2004). Elemento de amplia distribución europea, también localizado en el norte de África, concretamente en Argelia, no conocido previamente en la Península Ibérica (De la Rosa, 2012b).

***Cryptolestes capensis* (Waltl, 1834)**

Se trata de una especie que vive bajo de la corteza de coníferas (Koch, 1989b) donde seguramente se alimenta de las deyecciones de escolítidos. Para Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009) también podría desarrollarse sobre robles. Presenta una distribución cosmopolita (Santamaría *et al.*, 1996).

***Laemophloeus monilis* (Fabricius, 1787)**

Especie corticícola que suele encontrarse sobre troncos muertos de diferentes especies de frondosas, para algunos autores se trata de una especie depredadora normalmente asociada a escolítidos (Lechanteur, 1950; Sparacio, 1997; Köhler, 2000); mientras para otros sería de hábitos micófagos (Koch, 1989b). Su área de distribución abarca Europa, Cáucaso, norte de África y sur de Siberia (Wegrzynowicz, 2007a).

Familia Cryptophagidae Kirby, 1837

***Cryptophagus dentatus* (Herbst, 1793)**

Especie micófaga que se desarrolla bajo la corteza de árboles muertos o entre la madera en descomposición de diversas especies de frondosas, como *Quercus*, *Fagus*, *Carpinus*, etc. (Koch, 1989b) clasificada como saproxílica facultativa (Schlaghamerský, 2000). Las larvas también pueden alimentarse de cadáveres de otros insectos (Alexander, 2002). Elemento de distribución holártica (Johnson *et al.*, 2007).

***Cryptophagus uncinatus* Stephens, 1830**

Especie asociada a nidos de diferentes especies de aves (Woodroffe, 1953) que puede considerarse saproxílica potencial. Su distribución abarca la mayor parte de Europa, norte de África y Asia Menor (Otero, 2011).

***Cryptophagus micaceus* Rey, 1889**

Especie micófaga normalmente asociada a nidos de véspidos localizados en el interior de cavidades de árboles viejos o en troncos en descomposición (Alexander, 2002). Su distribución abarca Europa y Asia Menor (Johnson *et al.*, 2007).

***Cryptophagus labilis* Erichson, 1846**

Especie micófaga que normalmente se desarrolla sobre hongos lignícolas, bajo la corteza de árboles muertos o en la madera en descomposición, principalmente de *Fagus* (Koch, 1989b). Su distribución conocida abarca Europa y Cáucaso (Otero, 2002; 2011).

***Cryptophagus badius* Sturm, 1845**

Habita bajo la corteza y en la madera en descomposición de algunas especies de frondosas, como *Fagus*, *Quercus*, *Salix*, etc., donde se alimenta de hongos (Koch, 1989b). Distribuida por Europa, Cáucaso y norte de África (Johnson *et al.*, 2007).

***Cryptophagus distinguendus* Sturm, 1845**

Especie ligada a oquedades, que se desarrolla sobre restos vegetales en descomposición y hongos (Fowler, 1889), en ocasiones también localizada en nidos de aves o micromamíferos (Bruce, 1936), o incluso de himenópteros (Fowler & Donisthorpe, 1913). Presenta un amplia distribución holártica (Otero, 2011).

***Cryptophagus pallidus* Sturm, 1845**

Especie micófaga que se puede localizar bajo la corteza de troncos en descomposición y sobre hongos de la madera (Schlaghamerský, 2000), aunque puede desarrollarse sobre restos vegetales de todo tipo. Su distribución abarca Europa, Asia Menor, Oriente Próximo y norte de África (Johnson *et al.*, 2007).

***Cryptophagus scanicus* (Linnaeus, 1758)**

Especie micófaga que vive entre los detritus vegetales, bajo troncos o en el mantillo acumulado en las cavidades de árboles añosos (Koch, 1989b). También se han citado hábitos carroñeros (Otero, 2011). Elemento de distribución holártica (Johnson *et al.*, 2007).

***Cryptophagus cellaris* (Scopoli, 1763)**

Especie que se encuentra en cuevas, sótanos (Fowler, 1889), graneros, nidos de ápidos y aves (Woodroffe, 1953); también en acúmulos de vegetales en proceso de decomposición, etc. (Otero, 2011). Se trata de una especie cosmopolita (Woodroffe & Coombs, 1961).

***Ephistemus globulus* (Paykull, 1798)**

Resulta un coleóptero relativamente frecuente en acúmulos de vegetales en proceso de descomposición (Otero, 2011). Ocasionalmente sobre exudaciones de savia (Stokland, 2007). Distribución prácticamente cosmopolita (Johnson, 1993).

Familia Erotylidae Latreille, 1802

***Dacne bipustulata* (Thunberg, 1781)**

Especie micófaga que habita bajo la corteza de árboles muertos y en los cuerpos fructíferos de numerosos hongos lignícolas que se desarrollan en la madera de diversas especies de frondosas; más raramente en coníferas (Koch, 1989b; Krasutskii, 2006). Su distribución alcanza Europa, Siberia y Cáucaso (Wegrzynowicz, 2007b).

***Triplax russica* (Linnaeus, 1758)**

Especie micófaga que se desarrolla sobre cuerpos fructíferos de hongos lignícolas o en cortezas enmohecidas de diversas frondosas, como *Fagus*, *Acer*, *Betula*, *Salix*, etc. (Koch, 1989). Su distribución geográfica abarca Europa, Cáucaso, Siberia y norte de África (Iablokoff-Khnzorian, 1975).

Familia Biphyllidae Leconte, 1861

***Diplocoelus fagi* Guérin-Méneville, 1838**

Especie micófaga que habita principalmente bajo la corteza de *Fagus*, aunque a veces también en otras frondosas, como *Quercus*, *Carpinus*, *Ulmus*, *Acer*, *Tilia*, etc. (Koch, 1989b). Se reparte por Europa, Cáucaso y norte de África (Jelínek, 2007c).

Familia Bothridoridae Erichson, 1845***Oxylaemus variolosus* (Dufour, 1843)**

Especie saproxílica de hábitos mal conocidos, para Dajoz (1977) sería depredadora mientras que para otros autores se comportaría como comensal en galerías de escolítidos asociados a hongos ambrosía (Hurka, 2005). Elemento de distribución limitada a algunos países de Europa central y meridional (Slipinski, 2013; Jelínek, 2007c), sólo recientemente localizado en la Península Ibérica (Recalde Irurzun & San Martín Moreno, 2007). Para Müller *et al.* (2005) se trataría de un elemento relictual de los bosques vírgenes europeos. Estos registros confirman la presencia de la especie en el ámbito ibérico.

***Bothrideres bipunctatus* (Gmelin, 1790)**

Especie cuyas larvas depredan sobre larvas de otros coleópteros xilófagos o depredadores, desarrollándose en la madera en descomposición tanto de frondosas como de algunas coníferas. Por su aparente rareza algunos autores la toman por una reliquia del terciario en vías de desaparición. Aunque de aparición esporádica se reparte por toda Europa alcanzando Siberia por el Este (Dajoz, 1977b).

Familia Cerylonidae Bilberg, 1820***Cerylon histeroides* (Fabricius, 1793)**

Especie cortíccola que puede localizarse tanto bajo la corteza de coníferas como de frondosas (Dajoz, 1976). Puede depredar sobre escolítidos y otros pequeños xilófagos o alimentarse de hongos (Schlaghamerský, 2000). Se distribuye en Europa y Siberia (Slipinski, 2007).

***Cerylon impressum* Erichson, 1845**

Especie cortíccola que se desarrolla bajo las cortezas de coníferas, especialmente pinos y abetos, y más raramente sobre frondosas (Burakowsky *et al.*, 1986b). Elemento ampliamente distribuido en Europa, alcanzando Siberia Oriental (Slipinski, 2007). Esta especie no está registrada previamente de la Península Ibérica (García-Díaz *et al.*, 2014).

Familia Endomichidae Leach, 1815***Symbiotes gibberosus* (Lucas, 1849)**

Especie forestal, de régimen micetófago que habita en la madera en descomposición o bajo la corteza de árboles muertos, especialmente frondosas, o sobre los cuerpos fructíferos de hongos xilófagos (Koch, 1989b). Especie de amplia distribución, habiendo sido comprobada su presencia en Europa, norte de África y América del Norte (Tomaszewska, 2007).

Familia Corylophidae Le Conte, 1852***Arthrolips obscura* (Shalberg, 1833)**

Especie de biología poco conocida. Para Schlaghamerský (2000) podría ser un saproxílico potencial ya que a menudo se encuentra sobre madera degradada, suponiéndosele hábitos depredadores. Especie ampliamente distribuida en el centro y sur de Europa (Bowestead, 2007; Audisio, 2013).

***Clypastrea brunnea* (C. Brisout de Barneville, 1863)**

Especie potencialmente saproxílica, como ocurre con el resto de la familia. Elemento cuya distribución abarca buena parte del centro y sur de Europa, alcanzando Asia Menor (Bowestead, 2007).

Familia Latridiidae Erichson, 1842***Enicmus rugosus* (Herbst, 1793)**

Especie micófaga que vive bajo la corteza de árboles muertos, tanto coníferas como frondosas y en la madera en descomposición (Koch, 1989b; Schlaghamerský, 2000). Su distribución abarca casi toda Europa, Asia Menor y norte de África (Johnson, 2007).

***Enicmus brevicornis* (Mannerheim, 1844)**

Especie eminentemente forestal, micetófaga, que se localiza bajo la corteza de árboles muertos o en la madera en descomposición, o en los cuerpos fructíferos de hongos ligados a la madera (Schlaghamerský, 2000). Elemento de amplia distribución europea, alcanzando también el Cáucaso y algunos países norteafricanos (Johnson, 2007).

***Enicmus transversus* (Olivier, 1790)**

Especie que se desarrolla tanto en ambientes naturales como sinantrópicos. Se desarrolla sobre materia vegetal en descomposición, sobre hongos, en madera en descomposición, en el interior de hormigueros y en otros residuos vegetales (Burakowski *et al.*, 1986b). Elemento de amplia distribución paleártica, abarcando desde Siberia Oriental y Oriente Medio a la mayor parte de países europeos y norteafricanos (Johnson, 2007).

***Corticaria serrata* (Paykull, 1798)**

Especie micófaga, frecuentemente sinantrópica, que generalmente se encuentra en graneros, cobertizos y almacenes, sobre los restos enmohecidos de plantas y productos alimenticios. En ambientes forestales se la puede encontrar sobre los hongos de los géneros *Lenzites* Fr. y *Polyporus* (Mich.) Fr., sobre troncos de coníferas recién cortados, en los huecos de árboles viejos y en los nidos de aves muy variadas, desde estorninos hasta cigüeñas (Burakowski *et al.*, 1986b) por lo que puede ser considerada saproxílica potencial. Especie de distribución cosmopolita, ampliamente repartida por Europa (Burakowski *et al.*, 1986b).

***Corticaria fulva* (Comolli, 1837)**

Especie micófaga, a menudo sinantrópica, localizándose frecuentemente en graneros, cobertizos, sótanos, almacenes e incluso en viviendas con paredes de madera y suelos húmedos, desarrollándose sobre paja, heno, cereales y otros productos alimenticios, e incluso sobre papeles pintados. A veces se localiza en ambientes forestales, entre la hojarasca, en la madera en descomposición o bajo las cortezas de los troncos apilados (Burakowski *et al.*, 1986b) por lo que puede ser considerada saproxílica potencial. Especie de distribución cosmopolita, conocida de casi todos los países europeos (Burakowski *et al.*, 1986b).

***Corticaria allenii* Johnson, 1974**

Especie micófaga de biología poco conocida. De acuerdo con la descripción del autor se trata de una especie relacionada con bosques viejos de frondosas, especialmente robledales y hayedos, donde se localiza bajo la corteza de árboles secos. En Baja Sajonia también se ha obtenido en cortezas de carpe (Burakowski *et al.*, 2000). Elemento de amplia distribución europea (Burakowski *et al.*, 2000), aunque su presencia en la Península Ibérica no está recogida por Rucker (2013).

***Corticaria inconspicua* Wollaston, 1860**

Especie micófaga que se puede localizar entre restos vegetales en descomposición, en los huecos de los árboles, en los nidos de ratones y en los hormigueros de *Formica rufa* L. (Burakowski *et al.*, 1986b). Su distribución geográfica abarca buena parte de Europa meridional y central, llegando por el norte a Dinamarca, Suecia y Finlandia (Burakowski *et al.*, 1986b).

Superfamilia Tenebronoidea Latreille, 1802**Familia Mycetophagidae Leach, 1815*****Litargus connexus* (Fourcroy, 1785)**

La larva se desarrolla sobre hongos descomponedores de la Madera de frondosas y más raramente coníferas (Koch, 1989b). Los adultos se encuentran bajo la corteza de los árboles o sobre los cuerpos fructíferos de estos hongos (Alexander, 2002). Elemento de amplia distribución que abarca gran parte del Paleártico, incluido el norte de África, y numerosos países asiáticos (Nikitsky, 2008a).

***Mycetophagus quadripustulatus* (Linnaeus, 1761)**

Especie micófaga que suele localizarse sobre *Polyporus squamosus* y otros hongos que se desarrollan sobre madera de frondosas (Koch, 1989b; Alexander, 2002). También es citada como depredadora (Schlaghamerský, 2000). La especie se reparte por Europa, Cáucaso, norte de África y Siberia (Nikitsky, 2008a). Especie poco frecuente en el ámbito ibérico (De la Rosa, 2008; Diéguez Fernández, 2012), siendo este el registro más meridional de los conocidos hasta el momento.

***Mycetophagus piceus* (Fabricius, 1777)**

La larva es micófaga y vive en la madera de *Quercus* descompuesta por el hongo *Laetiporus sulphureus* (Alexander, 2002). Los imagoes se alimentan de los cuerpos fructíferos de otros hongos poliporales. Algunos autores le atribuyen hábitos depredadores (Schlaghamerský, 2000). Elemento eurosiberiano (Nikitsky, 2008a). La corología ibérica de la especie ha sido recientemente revisada por Diéguez Fernández (2012), siendo esta la cita más meridional de las hasta ahora conocidas.

***Mycetophagus fulvicollis* Fabricius, 1793**

Especie micetófaga asociada a los hongos de descomposición de la madera, fundamentalmente de haya y de tilo (Koch, 1989). Se distribuye por toda Europa, Asia Menor, Siberia y Asia oriental (Nikitsky, 2008a). Especie muy escasa en el ámbito ibérico, el presente sería el tercer registro conocido.

***Mycetophagus populi* Fabricius, 1798**

Especie rara que se desarrolla como micófaga en la madera muy descompuesta de diversos géneros de frondosas, como *Fagus*, *Quercus*, *Betula*, *Salix*, *Alnus*, etc. (Koch, 1989b). Presenta una distribución eurosiberiana (Nikitsky, 2008a). Especie escasa en la Península Ibérica (Diéguez Fernández, 2012), el presente registro sería el más meridional de los conocidos hasta el momento.

***Parilendus quadriguttatus* P.W.S. Müller, 1821**

Especie micófaga que en condiciones naturales suele encontrarse sobre madera degradada de planifolios, en cavidades o ramas muertas, a menudo ligado al hongo *Laetiporus sulphureus*. A menudo también sinantrópica, localizándose en cobertizos, graneros, edificaciones ganaderas, graneros, molinos y panaderías, desarrollándose sobre alimentos degradados como heno mohoso, o cereales en descomposición. Distribución hoy subcosmopolita. En Europa habita en la parte sur y central del continente, llegando al norte de las islas británicas y sur de Escandinavia (Burakowski *et al.*, 1986b) aunque con pocos registros en la Península Ibérica (Recalde & Pérez-Moreno, 2007; Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009; Viñolas *et al.*, 2012)

Familia Ciidae Leach, 1819***Cis castaneus* Mellie, 1848**

Especie eminentemente forestal, micófaga asociada a hongos de la madera (Schlaghamerský, 2000). Elemento con amplia distribución paleártica, distribuido en gran parte de los países europeos (Jelínek, 2008). Escasamente citado en la Península Ibérica.

***Cis jacquemartii* Mellie, 1848**

Especie micófaga asociada a hongos de la madera, especialmente a *Fomes fomentarius* (Koch, 1989). Su distribución geográfica abarca Europa y Turquía (Jelinék, 2008). Especie escasa en la Península Ibérica, sólo conocida de Pirineos (Diéguez Fernández, 2012), siendo éste el tercer registro y el más meridional de los conocidos.

***Cis micans* (Fabricius, 1792)**

Especie micófaga ligada a hongos de la madera, preferentemente de los géneros *Trametes*, *Lenzites*, *Daedaleopsis*, y *Trichaptum* (Orledge & Reynolds, 2005). Su distribución geográfica se extiende por Europa, Turquía y este de Asia (Jelinék, 2008).

***Cis rugulosus* Mellie, 1848**

Especie micófaga ligada a hongos del género *Trametes*, que degradan madera de frondosas (Koch, 1989b). También citada sobre coníferas (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Elemento de distribución europea (Jelínek, 2008). Especie escasa en la Península Ibérica conocida sólo de Pirineos y de la provincia de Tarragona (Diéguez Fernández, 2012), la presente cita es con mucho la más meridional de las conocidas para la especie.

***Orthocis alni* (Gyllenhal, 1813)**

Especie micófaga que habita en las ramas muertas de diversas frondosas y en los cuerpos fructíferos de hongos lignícolas de los géneros *Auricularia*, *Exidia* y *Stereum* (Koch, 1989b; Orledge & Reynolds, 2005). Presenta una distribución eurosiberiana (Jelínek, 2008). Especie conocida en la Península Ibérica sólo de Pirineos y del Sistema Ibérico Norte (Diéguez Fernández, 2012), el presente registro es el más meridional de los conocidos.

***Orthocis pygmaeus* (Marsham, 1802)**

Especie micófaga que habita principalmente en la madera muerta de *Quercus*, donde se alimenta de hongos lignícolas del género *Stereum* (Alexander, 2002; Orledge & Reynolds, 2005). Su distribución abarca numerosos países de Europa (Jelínek, 2008). No es descartable que sea la primera cita de la especie en la Península Ibérica.

***Orthocis festivus* (Panzer, 1793)**

Especie micófaga que se desarrolla a expensas de hongos de los géneros *Stereum* y *Peniophora* (Orledge & Reynolds, 2005) que se desarrollan en la madera muerta de árboles añosos, principalmente del género *Quercus*, pero también en otras frondosas, como *Fagus*, *Tilia* o *Ulmus* (Koch, 1989b; Alexander, 2002). Su distribución abarca numerosos países europeos (Jelínek, 2008). Hasta el presente sólo conocida en la Península Ibérica del Macizo del Montseny (Barcelona) y del Parque Natural Sierra de Cebollera (La Rioja) (Diéguez Fernández, 2012), la presente es la más meridional de las citas ibéricas de la especie.

***Ennearthron cornutum* (Gyllenhal, 1827)**

Especie micófaga capaz de desarrollarse sobre diversos hongos lignícolas (*Polyporus*, *Phellinus*, *Fomes*, *Piptoporus*, etc.) que degradan madera de múltiples frondosas y muy raramente de coníferas (Koch, 1989b). Su área de distribución abarca Europa y Cáucaso (Jelínek, 2008). Conocida en la Península Ibérica solamente de Pirineos y del Sistema Ibérico Norte (Diéguez Fernández, 2012), el presente registro amplía sensiblemente hacia el sur el área de distribución conocida de la especie en nuestro ámbito.

***Ropalodonthus perforatus* (Gyllenhal, 1813)**

Especie micófaga asociada a medios forestales donde se desarrolla sobre cuerpos fructíferos de hongos descomponedores de la madera, siendo considerada como saproxílica obligada (Schlaghamerský, 2000). Especie de amplia distribución paleártica, alcanzando Siberia, norte de China y Japón (Jelínek, 2008).

***Hadreule elongatum* (Gyllenhal, 1813)**

Especie rara que se localiza bajo la corteza de troncos muertos o en el interior de madera degradada, tanto de coníferas como de frondosas (Burakowski *et al.*, 1987; Stokland, 2007). Elemento con amplia distribución europea alcanzando Argelia (Jelínek, 2008). En la Península ibérica tan solo se conoce por una cita reciente de la provincia de Almería (Viñolas *et al.*, 2014). Recientemente citado por primera vez de la Península ibérica (Viñolas *et al.*, 2014), este registro sirve para confirmar su presencia en nuestro territorio.

Familia Melandryidae Leach, 1815***Conopalpus brevicollis* Kraatz, 1885**

Especie de larvas xilófagas que se desarrollan sobre la madera degradada de diversas frondosas, principalmente fagáceas (Koch, 1989b). Elemento de distribución europea (Nikitsky & Pollock, 2008).

***Orchesia micans* (Panzer, 1795)**

Especie fungívora más o menos habitual en diversos hongos que fructifican sobre hayas muertas, como *Xanthochrous cuticularis*, *Schydrophyllum commune* y *Coriolus versicolor* (Iablokoff, 1945), así como sobre grandes hongos poliporales, especialmente *Inonotus hispidus* sobre fresno, *I. radiatus* sobre aliso, *I. cuticularis* sobre haya y *Fistulina hepática* sobre roble (Alexander, 2002). También en otros hongos sobre troncos de pino, morera, tamariz, manzano, nogal, olmo, etc. (Houlbert & Barthe, 1935). Elemento de amplia distribución europea alcanzando buena parte de Siberia, Argelia y Túnez (Nikitsky & Pollock, 2008). Es la especie del género con una distribución conocida más amplia en el ámbito ibérico, habiendo sido citada del área pirenaica, Ciudad Real, Andalucía y Portugal (Recalde Irurzun & Pérez-Moreno, 2011; De la Rosa, 2013).

***Abdera bifasciata* (Marsham, 1802)**

Especie micetófaga que se ha obtenido de ramas de roble, haya y manzano, y también de pino, donde suele encontrarse bajo las cortezas invadidas por micelios, apareciendo con más frecuencia en bosques viejos (Recalde Irurzun & Pérez-Moreno, 2011). Su distribución geográfica abarca el suroeste europeo, alcanzando algunos países de Centroeuropa así como Argelia y Túnez (Nikitsky & Pollock, 2008). Especie conocida de algunos bosques húmedos de frondosas del norte de España (Recalde Irurzun & Pérez-Moreno, 2011) y también de Portugal (Martins da Silva *et al.*, 2006). Las presentes son las primeras citas de esta especie en el centro peninsular, ampliando sensiblemente la corología ibérica de la especie (De la Rosa, 2013).

***Abdera quadrifasciata* (Curtis, 1829)**

Especie micófila y saproxilófaga cuyos estadios inmaduros se desarrollan en la madera degradada de *Quercus*, *Fagus* y otras especies de frondosas (Koch, 1989b). Su distribución geográfica abarca diversos países del sur de Europa, Asia Menor y norte de África (Nikitsky & Pollock, 2008). Especie conocida de numerosas localidades del tercio norte de la Península Ibérica (Recalde Irurzun & Pérez-Moreno, 2011; Viñolas *et al.*, 2012). Las aquí aportadas son las primeras citas para el centro peninsular, ampliando sensiblemente la corología ibérica de la especie (De la Rosa, 2013).

***Osphya bipunctata* (Fabricius, 1775)**

Especie xilófaga de biología poco conocida. Se han obtenido adultos a partir de madera muerta de espino blanco (Koch, 1989b; Schlaghamerský, 2000). Especie distribuida por la mayor parte de Europa y Siberia occidental (Nikitsky & Pollock, 2008). En la Península Ibérica tan solo se conocía de contados hayedos o bosques húmedos de quercíneas del tercio norte (Recalde Irurzun y Pérez-Moreno, 2011; Viñolas *et al.*, 2012). El presente es el primer registro para el centro de la península, ampliando notablemente la distribución ibérica conocida de la especie (De la Rosa, 2013).

Familia Scaraptiidae Mulsant, 1856***Anaspis thoracica* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan en madera degradada de diversas frondosas, principalmente *Quercus*, *Carpinus*, *Crataegus*, y *Corylus* (Schlaghamerský, 2000). Su distribución abarca Europa y Asia Menor (Leblanc *et al.*, 2008).

***Anaspis flava* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan bajo la corteza y en la madera muerta de diferentes frondosas, preferentemente *Quercus* y *Aesculus* (Koch, 1989b; Schlaghamerský, 2000), y también sobre *Fagus* (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Distribución europea (Leblanc *et al.*, 2008).

***Anaspis frontalis* (Linnaeus, 1758)**

Especie florícola de larvas xilófagas que son capaces de desarrollarse sobre diferentes especies arbóreas (Schlaghamerský, 2000). Elemento de distribución eurosiberiana (Leblanc *et al.*, 2008).

***Anaspis rufilabris* (Gyllenhal, 1827)**

Especie florícola de larvas xilófagas que se desarrollan fundamentalmente sobre robles (Alexander, 2002), aunque también podría desarrollarse sobre coníferas (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Su distribución abarca casi toda Europa y el Cáucaso (Leblanc *et al.*, 2008).

***Cyrtanaspis phalerata* (Germar, 1831)**

La larva de esta especie es xilófaga y se desarrolla en la madera en descomposición de diversas especies de frondosas (Koch, 1989b). Elemento de amplia distribución europea (Leblanc *et al.*, 2008).

***Scaptia fuscula* Müller, 1821**

Especie forestal, de hábitos xilófagos, que se desarrolla en la madera degradada de frondosas, siendo considerada saproxílico obligado (Schlaghamerský, 2000). Ocupa casi toda europa, faltando sólo en las regiones más frías del norte (Leblanc *et al.*, 2008).

Familia Mordellidae Latreille, 1802***Mordella aculeata* Linnaeus, 1758**

Especie florícola cuyas larvas, xilófagas, se desarrollan sobre madera degradada de *Betula* según Koch (1989b), y de robles según Pérez Moreno & Moreno Grijalba (2009). Su distribución abarca diversos países europeos y Siberia (Horák, 2008).

***Mordellistena neuwaldeggiana* (Panzer, 1796)**

La larva de esta especie es xilófaga y se ha citado en madera en descomposición de algunas especies de frondosas, como *Tilia*, *Carpinus* y *Acer* (Koch, 1989b; Alexander, 2002).

Possiblemente también sobre madera de haya y roble (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Se distribuye por Europa y Cáucaso (Horák, 2008).

***Mordellistena humeralis* (Linnaeus, 1758)**

Especie de ímagos florícolas cuyas larvas, xilófagas se desarrollan sobre madera de diversas frondosas, fundamentalmente de los géneros *Quercus*, *Corylus*, *Carpinus* y *Tilia*. Especie presente en casi toda Europa, alcanzando hacia oriente Siberia, Mongolia, Manchuria y Japón (Horion, 1971).

***Tomoxia bucephala* (Costa, 1854)**

Las larvas de esta especie son xilófagas y se desarrollan a partir de madera en descomposición de árboles decreídos o muertos. Se ha citado en algunas especies frondosas, como *Fagus*, *Quercus*, *Salix*, etc., y ocasionalmente en coníferas (Koch, 1989b; Schlaghamerský, 2000). Se distribuye por toda Europa, Siberia y norte de África (Horák, 2008). Especie con escasos registros en el ámbito ibérico.

Familia Zopheridae Solier, 1834

***Bitoma crenata* Fabricius, 1775**

Especie en la que tanto los ímagos como las larvas depredan otros insectos, fundamentalmente escolítidos y otros coleópteros de pequeña talla bajo la corteza de árboles muertos, tanto coníferas como frondosas (Dajoz, 1977b). Elemento de amplia distribución que abarca Europa, Siberia, Cáucaso, Mongolia y norte de África (Slipinski & Schuh, 2008).

***Colydium filiforme* Fabricius, 1792**

Especie en la que tanto los adultos como las larvas son depredadores de escolítidos, anóbidos y otros xilófilos que habitan bajo las cortezas preferentemente de coníferas (Dajoz, 1977b). Su área de distribución abarca gran parte de Europa, alcanzando Irán y Rusia (Slipinski & Schuh, 2008).

***Endophloeus marcovitchianus* (Piller & Mitterpacher, 1783)**

Se trata de una especie depredadora que vive bajo de la corteza de troncos muertos más o menos atacados por coleópteros xilófagos y hongos lignícolas, tanto de especies frondosas como de coníferas (Dajoz, 1977b). Se distribuye por Europa y norte de África (Slipinski & Schuh, 2008).

***Synchita separanda* (Reitter, 1882)**

Especie corticícola cuyas larvas y adultos se alimentan de madera atacada por el micelio de diversos hongos lignícolas, preferentemente *Corticium queicum*, así como de excrementos de escolítidos. Se suele encontrar bajo la corteza de diversos planifolios, fundamentalmente haya, roble, sauce, tilo o aliso (Dajoz, 1977b). Elemento de amplia distribución europea, también citado de Irán. Se trata de una especie citada muy recientemente por primera vez de la Península Ibérica (De la Rosa & Marín Armijos, 2009), siendo estas las primeras capturas en el Sistema Central.

***Pycnomerus terebrans* (Olivier, 1790)**

Especie relictiva ligada a bosques muy maduros, rara y de distribución discontinua. Vive sobre viejos árboles muertos (robles, hayas y castaños preferentemente), sobre madera muy descompuesta, donde depreda sobre microartrópodos (Dajoz, 1977b). Elemento de distribución europea, muy raro en el sur del continente (Dajoz, 1977b). La especie se conocía de la Península Ibérica sólo por una antigua captura en San Martinho de Anta (Portugal) (Dajoz, 1977b), suponiendo estos registros la confirmación de su presencia en el ámbito ibérico.

***Colobicus hirtus* (Rossi, 1790)**

Especie corticícola que suele encontrarse bajo la corteza de numerosas especies de frondosas, especialmente roble y haya, donde tanto las larvas como los adultos depredan sobre microartrópodos (Dajoz, 1977b). Especie paleártica que ocupa la mayor parte de Europa y norte de África, alcanzando por el este Siberia y Manchuria (Dajoz, 1977b).

Familia Tenebrionidae Latreille, 1802***Diaperis boleti* Linnaeus, 1758**

Especie micófaga que se desarrolla a expensas de los cuerpos fructíferos de numerosos hongos lignícolas, generalmente sobre frondosas y menos frecuentemente también sobre coníferas, habiendo sido citado sobre *Piptoporus betulinus* (Bull. ex Fr.) P. Karst., *Laetiporus sulphureus* (Bull. ex Fr.) Murr, *Fomes fomentarius* (L. ex Fr.) y *Fomitopsis pinicola* (Sw. ex Fr.) P. Karst. Ampliamente distribuido por Europa y la cuenca mediterránea, faltando sólo en Argelia y Siria (Burakowsky *et al.*, 1987).

***Palorus depressus* Fabricius 1790**

Especie saprófaga y micetófaga que originalmente se desarrollaba sobre madera muerta o bajo cortezas de troncos, fundamentalmente de frondosas aunque no de forma exclusiva y que en la actualidad se encuentra a menudo en almacenes de cereales y harinas (Burakowsky *et al.*, 1987). Es considerada saproxílica facultativa por Schlaghamerský (2000). Especie de amplia distribución paleártica que ocupa casi toda Europa, siendo más abundante en las regiones mediterráneas (Burakowsky *et al.*, 1987).

***Mycetochara pygmaea* (Redtenbacher, 1874)**

Especie cuyas larvas se desarrollan sobre madera en descomposición a veces relacionada con hormigas de los géneros *Formica* y *Lasius*. Especie poco frecuente que se localiza en el sur de Europa, alcanzando algunos países centroeuropeos y el Cáucaso (Burakowsky *et al.*, 1987).

***Mycetochara maura* Fabricius, 1792**

Especie que se desarrolla en madera en descomposición, alimentándose las larvas de otros artrópodos xilófagos y sus larvas. Se distribuye por el sur y centro de Europa, alcanzando el sur de Escandinavia y el Cáucaso (Burakowsky *et al.*, 1987).

***Prionychus ater* Fabricius. 1775**

Especie saproxilófaga cuyas larvas se desarrollan en el interior de madera podrida, alimentándose de hifas de hongos, siendo, sobre todo, huéspedes de cavidades de los árboles (Dajoz, 2001). Especie descrita de Rusia, presente en casi toda Europa, alcanzando los países escandinavos y el oeste de Siberia por el norte, Ucrania y Turquía por el este y la Península Ibérica por el oeste (Novák & Pettersson, 2008; Sáez Bolaño *et al.*, 2010).

***Eledona agricola* (Herbst, 1783)**

Especie micófaga que se desarrolla sobre un gran número de poliporáceos asentados sobre diferentes especies arbóreas, aunque según algunos autores (Schawaller, 2002) muestra cierta preferencia por *Laetiporus sulphureus*. Especie citada en la mayoría de los países europeos, Cáucaso, Asia Menor, Azerbaiyán y Turkmenistán (Castro Tovar *et al.*, 2008).

***Eledonoprius armatus* (Panzer, 1799)**

Especie micófaga que se suele localizar en troncos degradados por diferentes hongos, con preferencia por *Inonotus obliquus*, *I. cunicularis*, y *Ganoderma lucidum* (Schawaller, 2002). Elemento de amplia distribución europea, alcanzando el norte de África, Crimea y Azebaiyán (Castro Tovar *et al.*, 2008). Especie muy rara en España (Castro Tovar *et al.*, 2008).

***Nalassus laevioctostriatus* (Goeze, 1777)**

Especie xilófaga que se alimenta de madera muerta y parcialmente descompuesta de diferentes frondosas (*Quercus*, *Fagus*, *Carpinus*) y coníferas (Koch, 1989b). Martínez de Murguía *et al.*, (2007) la citan en el interior de las cavidades que se forman en troncos de árboles añosos. Distribución que abarca diversos países europeos y Asia Menor (Nabozhenko & Löbl, 2008).

***Hypophloeus unicolor* (Piller & Mitterpacher, 1783)**

Especie depredadora que se localiza normalmente bajo corteza de hayas muertas, donde se alimenta de escolítidos y otros pequeños insectos xilófilos (Español, 1979; Alexander, 2002). Distribuido por Europa y Asia Menor (Löbl *et al.*, 2008).

***Gonodera luperus* (Herbst 1783)**

Especie de biología poco conocida (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009). Reconocida como saproxílica por Alexander (2000). Martínez de Murguía *et al.* (2007) localizan una larva de esta especie en el interior de una cavidad de un ejemplar añooso de haya. Su distribución abarca numerosos países europeos (Novák & Pettersson, 2008).

***Pentaphyllus testaceus* Hellwig, 1792**

Especie saproxílica cuyas larvas se desarrollan sobre madera degradada de frondosas, a menudo parasitada por el hongo *Laetiporus sulphureus* (Bull. ex Fr.). Especie cuya distribución abarca todo Centroeuropa, alcanzando el sur de Escandinavia, Gran Bretaña, España, Italia, Dalmacia, Albania y Rumanía (Mroczkowski & Kadej, 2007).

***Corticeus pini* Panzer, 1799**

Especie depredadora que habita bajo la corteza de pinos muertos, donde se cree que se alimentan principalmente de *Ips sexdentatus* y otros escolítidos (Español, 1979; Koch, 1989b). Su distribución abarca buena parte de Europa, alcanzando Siberia y norte de África (Löbl *et al.*, 2008).

Familia Oedemeridae Latreille, 1807

***Ischnomera xanthoderes* (Mulsant, 1858)**

Especie de biología mal conocida, aunque se supone que sus larvas puedan desarrollarse sobre madera degradada depredando sobre otros xilófagos. Los adultos son florícolas. Su distribución geográfica está restringida a Francia, Península Ibérica y Sicilia (Vázquez Albalate, 2002).

***Crhysanthia reitteri* Seitlitz, 1899**

Especie florícola cuyas larvas, desconocidas, se supone que como corresponde al género se desarrollan en el interior de troncos en avanzado estado de descomposición, donde se comportarían como predadoras. Endemismo ibérico (Vázquez Albalate, 2002).

Familia Pyrochroidae Latreille, 1806

***Pyrochroa coccinea* (Linnaeus, 1761)**

Especie de larvas depredadoras, corticíolas, que se desarrollan a expensas de las larvas de otros saproxílicos sobre madera muy degradada y húmeda de diferentes planifolios (Vázquez Albalate, 1993). Su distribución geográfica abarca Portugal, España, Francia, Italia, Eslovaquia y Rusia central (Nardi, 2013b). Especie poco frecuente en la Península Ibérica, solo recientemente localizada en la zona centro (De la Rosa, 2005).

***Pyrochroa serraticornis* (Scopoli, 1763)**

Especie de biología similar a la anterior; sus larvas son depredadoras y se alimentan de otros saproxílicos en maderas muy degradadas de frondosas (Vázquez Albalate, 1993). Presente en el sur de Europa, alcanzando algunos países del centro y con presencia también en el norte de

África (Nardi, 2013b). Como la anterior, es una especie rara en la Península Ibérica, confirmando estos registros su presencia en el centro peninsular (De la Rosa, 2005).

Familia Salpingidae Leach, 1815

***Salpingus planirostris* (Fabricius, 1787)**

Especie depredadora en la que tanto larvas como adultos viven bajo la corteza de árboles muertos o decrepitos de diversas especies de frondosas, fundamentalmente quercíneas, donde se alimentan de escolítidos (Koch, 1989b). Ocupa gran parte de Europa, alcanzando también el norte de África (Iablokoff-Khozorian, 1985).

Familia Aderidae Winkler, 1927

***Euglenes oculatus* (Paykull 1798)**

Especie que habita en la madera desmenuzada y húmeda que se encuentra en el interior de las cavidades formadas en el tronco de los árboles añosos, principalmente del género *Quercus* (Alexander, 2002; Schmidl & Bussler, 2004), alimentándose de hongos degradadores de la madera (Köhler, 2000). Presenta una distribución europea (Nardi, 2008a).

Superfamilia Chrysomeloidea Latreille, 1802

Familia Cerambycidae Latreille, 1802

***Prionus coriarius* (Linnaeus, 1758)**

La larva es xilófaga y se desarrolla sobre madera en descomposición de troncos y raíces. Es muy polífaga y puede encontrarse tanto en coníferas como en frondosas (Sama, 2002). Su distribución abarca la mayor parte de Europa (Vives, 2000).

***Cortodera humeralis* (Schaller, 1783)**

Especie de larvas xilófagas que realizan sus galerías normalmente en ramas muertas de quercíneas de hoja caduca, y que también podría desarrollarse sobre rosáceas arbóreas (Svácha & Danilevsky, 1989). Se trata de una especie centroeuropea que alcanza la Península Ibérica (Vives, 2000). Especie muy poco citada en la Península Ibérica (De la Rosa, 2003).

***Rhagium bifasciatum* Fabricius, 1775**

Las larvas son saproxilófagas y viven en madera muy descompuesta y húmeda de coníferas y frondosas (Vives, 2000). Se distribuye por toda Europa y Siberia (González Peña *et al.*, 2007).

***Rhagium inquisitor* Linnaeus, 1758**

Especie de larvas xilófagas que normalmente se desarrollan sobre coníferas y ocasionalmente también sobre frondosas (Sama, 2002). Presenta una distribución holártica (Vives, 2000).

***Rhagium sycophanta* (Schrank, 1781)**

Sus larvas tienen hábitos xilófagos y se desarrollan, preferentemente, bajo la corteza de viejos tocones de *Quercus* y *Castanea* (Sama, 2002). Especie que se distribuye por la región paleártica (Vives, 2000).

***Grammoptera ustulata* (Schaller, 1783)**

La larva xilófaga se desarrolla, preferentemente, a partir de madera muerta de los géneros *Quercus* y *Castanea* (Vives, 2000). Prefiere la madera sobre la que crecen hongos (Sama, 2002). Su distribución abarca Europa, Cáucaso, Transcaucasia y Asia Menor. Especie esporádica, poco citada en el interior peninsular (De la Rosa, 2003).

***Grammoptera abdominalis* (Stephens, 1831)**

Las larvas, de hábitos xilófagos, viven en la madera muerta de numerosas especies de frondosas (Vives, 2002). Se localiza en Europa, Asia Menor, Caúcaso y Transcaucasia, siendo rara en la Península Ibérica (Sama, 2002). Se trata de una especie escasamente representada en la Península Ibérica (González Peña *et al.*, 2007).

***Dinoptera collaris* (Linnaeus, 1758)**

Especie de larvas xilófagas que se desarrollan referentemente sobre madera muerta de los géneros *Quercus*, *Fagus* y *Castanea* (Vives, 2000). Distribución amplia, que abarca Europa, Siberia, Cáucaso, Asia Menor, Siria, Irán y Asia Central (Sama, 2002). Especie rara en el centro de la Península Ibérica (De la Rosa, 2003).

***Anoplodera sexguttata* (Fabricius, 1775)**

Su larva es xilófaga y vive, principalmente, sobre partes muertas de árboles del género *Quercus*, preferentemente en madera muy descompuesta (Vives, 2000). También, se ha citado sobre *Fagus* (Sama, 2002). Se reparte por Europa, Cáucaso y norte de África (Sama, 2002).

***Ruptela maculata* (Poda, 1761)**

Especie cuyas larvas se desarrollan fundamentalmente sobre frondosas, con una amplísima polifagia, pudiendo hacerlo ocasionalmente sobre madera de coníferas muy descompuesta (Sama, 2002). Distribución eurosiberiana (Vives, 2000).

***Stenurella melanura* (Linnaeus, 1758)**

La larva es muy polífaga y se desarrolla a partir de madera muerta de frondosas y coníferas (Vives, 2000). Se distribuye por Europa, Siberia, Cáucaso y Asia Menor (Vives 2000) siendo muy frecuente en europa meridional (González Peña *et al.*, 2007).

***Stenurella nigra* (Linnaeus, 1758)**

La larva es xilófaga y se desarrolla a partir de madera muerta de diversos géneros de frondosas, como *Quercus*, *Fagus*, *Corylus*, etc. (Vives, 2000). Su amplia distribución abarca Europa, Cáucaso e Irán (González Peña *et al.*, 2007).

***Stictoleptura scutellata* (Fabricius, 1781)**

Especie polífaga que en el norte de Europa se desarrolla preferentemente sobre *Fagus*, mientras que en la zona mediterránea lo hace preferentemente sobre *Quercus*, aunque hay otras especies alternativas como *Carpinus*, *Betula* o *Castanea* (Sama, 2002). Su distribución alcanza Europa, norte de África, Cáucaso y Transcaucasia (Vives, 2000).

***Leptura aurulenta* Fabricius, 1792**

Especie cuyas larvas se desarrollan a partir de madera de frondosas bastante descompuesta, frecuentemente sobre tocones, troncos o grandes ramas (Sama, 2002). Su distribución abarca Europa y norte de África (Vives, 2000). Especie propia de los bosques húmedos del norte de la Península Ibérica, escasamente citada en el centro (De la Rosa, 2003).

***Stenocorus meridianus* (Linnaeus, 1758)**

Especie poco frecuente cuyas larvas se desarrollan en las raíces superficiales muertas y los tocones de robles, fresnos y otras frondosas (Vives, 2000). Se distribuye por Europa y Siberia (González Peña *et al.*, 2007). En la Península Ibérica presenta una distribución irregular, con localización siempre escasa y aislada (González Peña *et al.*, 2007).

***Cerambyx welensii* (Kuster, 1846)**

Las larvas, xilófagas, viven principalmente sobre robles enfermos, pero pueden atacar a otras quercíneas y otros caducífolios como *Platanus* y *Ceratonia* (Xambeu, 1902). Se trata de una especie sudeuropea, muy termófila, ligada frecuentemente a robledales mediterráneos por debajo de 1500 m de altitud (Vives, 2000).

***Cerambyx scopolii* Fuessly, 1775**

Especie de larvas xilófagas que se desarrollan en la madera muerta de multitud de frondosas como *Quercus*, *Fagus*, *Acer*, *Carpinus*, *Corylus*, etc. (Vives, 2000). Se distribuye por Europa, Cáucaso y norte de África.

***Phymatodes testaceus* (Linnaeus, 1758)**

Especie xilófaga cuyas larvas se alimentan haciendo galerías subcorticales, normalmente en troncos de especies de *Quercus* (Sama, 2002). Especie de distribución Paleártica, que ha colonizado también Norteamérica (González Peña *et al.*, 2007).

***Purpuricenus kaehleri* (Linnaeus, 1758)**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan en diversos caducifolios como *Castanea*, *Fagus*, *Quercus*, *Salix*, *Populus*, *Robinia*, *Ulmus*, etc. (Demelt, 1966). Especie típicamente centroeuropea que se enrarece hacia el área mediterránea (Vives, 2000). Especie poco frecuente en el centro de la Península Ibérica (De la Rosa, 2003).

***Chlorophorus ruficornis* (Olivier, 1790)**

Especie xilófaga de biología larvaria prácticamente desconocida, aunque se sabe que se desarrolla sobre ramas muertas de diferentes quercíneas (Vives, 2000). Especie típicamente ibérica que alcanza la franja meridional francesa (González Peña *et al.*, 2007).

***Chlorophorus figuratus* (Scopoli, 1763)**

Especie extremadamente polífaga cuyas larvas pueden desarrollarse a expensas de troncos de *Quercus*, *Ulmus*, *Crataegus*, *Prunus*, *Salix*, *Corylus*, etc. (Sama, 2002). Distribución euroasiática (Vives, 2000).

***Hylotrupes bajulus* Linnaeus, 1758**

Especie polífaga, normalmente asociada a coníferas, aunque también puede desarrollarse sobre frondosas (Vives, 2000). Especie de origen europeo actualmente subcosmopolita (González Peña *et al.*, 2007).

***Poecilium rufipes* (Fabricius, 1776)**

Especie de larvas xilófagas de amplia polifagia que pueden desarrollarse sobre ramas delgadas de *Juglans*, *Quercus*, *Prunus*, *Ulmus*, etc. (Sama, 2002). Distribución europea (Vives, 2000).

***Trichoferus pallidus* (Olivier, 1790)**

Especie de larvas xilófagas que hacen sus galerías subcorticales en el tronco de robles añosos y ocasionalmente sobre otros caducifolios (Svácha & Danilevsky, 1988). Especie típicamente centroeuropea que se rarifica en el área mediterránea (González Peña *et al.*, 2007).

***Glaphyra umbellatarum* (Schreber, 1759)**

Las larvas se desarrollan en las ramas de diversos caducifolios, especialmente arbustivos, como *Rosa*, *Prunus*, o *Cornus*, aunque ocasionalmente también pueden hacerlo sobre *Castanea*, *Malus*, *Prunus*, etc., e incluso sobre coníferas (Vives, 2000). Especie eurosiberiana que en la Península Ibérica sólo se conoce de los bosques caducifolios húmedos de los valles pirenaicos y del Moncayo (González Peña *et al.*, 2007).

***Clytus arietis* (Linnaeus, 1758)**

La larva es xilófaga y muy polifaga. Vive, preferentemente, sobre la madera muerta de frondosas como *Quercus*, *Fagus*, *Acer*, *Fraxinus*, etc. Ocasionalmente en coníferas (Bíly & Mehl, 1989). Se distribuye por la región euroasiática (Vives, 2000).

***Clytus tropicus* (Panzer, 1795)**

Especie poco frecuente cuyas larvas se desarrollan sobre frondosas, principalmente sobre madera muerta de *Quercus* (Vives, 2000). Su distribución queda limitada a Europa central y

meridional, alcanzando el oeste de Rusia (González Peña *et al.*, 2007). Especie escasamente citada del centro peninsular (De la Rosa & López Vergara, 2009).

***Plagionotus detritus* (Linnaeus, 1758)**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan sobre diversas frondosas como *Quercus*, *Salix*, *Castanea*, *Betula*, etc. (Vives, 2000). Especie euromediterránea que alcanza el Cáucaso y Transcaucasia, y no se conoce del norte de África (González Peña *et al.*, 2007).

***Xylotrechus arvicola* (Olivier, 1795)**

Sus larvas son extremadamente polífagas y viven como xilófagas, preferentemente, sobre ramas muertas de *Quercus*, pero también sobre otros muchos géneros de frondosas (Vives, 2000). Su distribución geográfica abarca la cuenca mediterránea, alcanzando Irán (González Peña *et al.*, 2007).

***Xylotrechus antilope* (Schönherr, 1817)**

La larva es xilófaga y vive preferentemente sobre la madera de *Quercus*, pero se ha citado también sobre *Fagus* (Vives, 2000). Presenta una distribución euromediterránea, alcanzando el norte de Irán (González Peña *et al.*, 2007).

***Stenopterus ater* Linnaeus, 1767**

Especie muy polífaga, cuya larva se desarrolla a partir de la madera muerta de frondosas y arbustos, como *Pistacia*, *Ceratonia*, *Ulmus*, *Carpinus*, *Salix*, *Genista*, etc. (Sama, 2002). Presenta una distribución mediterránea (Vives, 2000).

***Alocerus moesiacus* (Frivaldszky, 1838)**

Especie xilófaga de larvas bastante polífagas que se ha citado sobre numerosas especies arbóreas caducifolias (Vives, 2000). Elemento de distribución holomediterránea que se rarifica hacia la parte oriental de su área de distribución (Vives, 2000). Se trata de una especie presente en toda la Península Ibérica, pero de captura siempre esporádica (González Peña *et al.*, 2007).

***Asemum striatum* (Linnaeus, 1758)**

Se trata de una especie xilófaga que vive sobre coníferas, principalmente *Pinus* y *Abies*. La larva se desarrolla preferentemente en los tocones o raíces superficiales (Vives, 2000). Elemento boreoalpino de distribución holártica que alcanza la Europa meridional (González Peña *et al.*, 2007).

***Spondylis buprestoides* (Linnaeus, 1758)**

Especie de larva xilófaga que se desarrollan sobre madera muerta de coníferas, principalmente *Pinus* y *Abies* (Vives, 2000). Especie paleártica que coloniza Europa, Cáucaso, Siberia, Asia central, alcanzando Japón (González Peña *et al.*, 2007).

de intercepción de vuelo en el Pinar de La Maleza.

***Mesosa nebulosa* (Fabricius, 1781)**

Especie asociada a bosques de frondosas, de larvas xilófagas que se desarrollan a partir de madera muerta de ramas y tocones de frondosas de los géneros *Quercus*, *Castanea*, *Corylus*, *Tilia*, etc. (Sama, 2002). Se reparte por Europa, Cáucaso y norte de África (Vives, 2000).

Superfamilia Curculionoidea Latreille, 1802

Familia Anthribidae Billberg, 1820

***Allandrus undulatus* (Panzer, 1795)**

Especie que se desarrolla sobre ramas de rosáceas arbóreas, cultivadas o silvestres (Hoffmann, 1945), y también sobre aliso y coníferas (Burakowski *et al.*, 2002). Especie siempre rara,

distribuida por Europa central y occidental, alcanzando Escandinavia y el norte de África (Tryzna, 2013). Especie escasamente citada en la Península Ibérica.

Familia Curculionidae Latreille, 1802

***Magdalis ruficornis* (Linnaeus, 1758)**

Especie cuyas larvas se desarrollan sobre madera muerta de rosáceas arbóreas, principalmente del género *Prunus* (Koch, 1992). Su distribución abarca gran parte de Europa y Siberia (Behne, 2013).

***Magdalis frontalis* (Gyllenhal, 1827)**

Especie xilófaga que se desarrolla sobre diversas especies de pinos, especialmente sobre ejemplares jóvenes, comportándose como devastador primario. Su larva se alimenta haciendo una galería en la médula de las guías, pudiendo causar serios daños a las plantas. Especie paleártica de amplia distribución, abarcando la mayor parte de Europa, Asia Menor y Siberia (Hoffmann, 1954).

***Magdalis duplicata* Germar, 1819**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan en ramas finas de diversas coníferas de montaña, preferentemente pinos, generalmente como devastador secundario. Elemento de amplia distribución paleártica, abarcando la mayor parte de Europa y Siberia oriental (Hoffmann, 1954).

***Magdalis rufa* (Germar, 1824)**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan sobre las ramas de diversas especies de pinos (Hoffmann, 1954). Especie de distribución europea, alcanzando también diversos países del norte de África.

***Pissodes pini* (Linnaeus, 1758)**

La larva es xilófaga y vive bajo la corteza de los pinos, donde excava galerías. La hembra suelen colocar la puesta en troncos con corteza gruesa y rugosa (García de Viedma, 1961). Se distribuye por Europa (Meregalli, 2013).

***Hylobius abietis* (Linnaeus, 1758)**

Especie cuya larva presenta hábitos xilófagos. Se desarrolla, preferentemente, bajo la corteza de pinos debilitados o recién muertos, donde excava galerías (Koch, 1992). Se distribuye por Europa (Meregalli, 2013).

***Rhyncolus elongatus* (Gyllenhal, 1827)**

Especie xilófaga cuyos estadios larvarios se desarrollan sobre troncos o ramas gruesas de coníferas en avanzado estado de degradación (Hoffmann, 1954). Elemento distribuido por Europa y norte de África (Meregalli, 2013).

***Rhyncolus reflexus* Boheman, 1838**

Especie xilófaga que se desarrolla en todos sus estadios en la madera degradada de numerosas especies de frondosas (Hoffmann, 1954). Elemento de amplia distribución que puede encontrarse en Europa, Cáucaso y norte de África (Meregalli, 2013).

***Rhyncolus punctulatus* Boheman, 1838**

Especie xilófaga en la que tanto los adultos como las larvas realizan sus galerías en los troncos muertos y parcialmente descompuestos de numerosas especies de planifolios (Hoffmann, 1954). Su distribución geográfica comprende gran parte de Europa Central y Meridional (Meregalli, 2013).

***Hexarthrum exiguum* (Bohemian, 1838)**

Especie xilófaga que realiza sus galerías en la albura de los troncos de diversas especies caducifolias, frecuentemente en bosques viejos (Hoffmann, 1954). Su distribución geográfica abarca buena parte de Europa Central y Meridional, y el Cáucaso (Meregalli, 2013).

***Camptorhinus statua* (Rossi 1790)**

Especie xilófaga asociada a viejos bosques de robles. Las larvas hacen galerías en los troncos o en las ramas gruesas, generalmente en árboles deprimidos o con escaso vigor. Su área de repartición abarca la mayor parte de Europa y Cáucaso (Hoffmann, 1954).

***Acalles guadarramiensis* Stüben, 2004**

Especie xilófaga cuyas larvas se desarrollan sobre madera de genisteas, especialmente del género *Sarotamnus*. Endemismo del centro de la Península Ibérica (Stüben, 2004).

***Xyleborinus saxeseni* (Ratzenburg, 1837)**

Especie micófaga que excava galerías profundas en el leño de diversas frondosas (*Quercus*, *Alnus*, *Prunus*, etc.) o coníferas (*Pinus*, *Abies*, etc.) cuyo interior es pronto tapizado por hifas del hongo del que se alimentan las larvas (Lombardero, 1996). De origen paleártico, su distribución actual es prácticamente cosmopolita (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Xyleborus dispar* (Fabricius, 1792)**

Especie micófaga que vive asociada a especies frondosas (*Fagus*, *Quercus*, *Prunus*, etc.), en cuya madera excava galerías donde crecen los hongos de los que se alimentan las larvas (Balachowsky, 1949). Para algunos autores también puede asociarse a coníferas (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986). Su distribución es paleártica (Balachowsky, 1949).

***Xyleborus monographus* (Fabricius, 1792)**

Es una especie micófaga. Excava galerías en la madera, donde viven las larvas alimentándose del hongo *Raffaelea montetyi*, que tapiza sus paredes (Gebhardt *et al.*, 2004). Está asociada a diversas fagáceas (Lombardero, 1996). Distribución paleártica (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Xyleborus dryographus* Ratzeburg, 1837**

Insecto micófago que excava galerías en la madera de frondosas, principalmente de los géneros *Quercus* y *Castanea*, y más raramente de *Fagus* y *Tilia* (Balachowsky, 1949). Parece ser que su principal fuente de alimento es el hongo de ambrosía *Raffaelea montetyi* (Gebhardt *et al.*, 2004). Su distribución es de tipo paleártico (Lombardero, 1996).

***Xyleborus eurygraphus* (Ratzebourg 1837)**

Especie que se desarrolla sobre el género *Pinus*, realizando las galerías de puesta bajo la corteza. Se reparte por Europa central y meridional, alcanzando también el norte de África (Balachowsky, 1949).

***Scolytus intricatus* (Ratzeburg, 1837)**

Especie xilófaga asociada a ramas y troncos de diferentes frondosas, fundamentalmente *Quercus* (Balachowsky, 1949). Su distribución abarca Europa y el Cáucaso (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Scolytus rugulosus* (Muller, 1818)**

Especie xilófaga que se desarrolla a expensas de rosáceas arbóreas, con especial predilección por el *Amelanchier*, realizando galerías en las ramas de pequeño y mediano diámetro, incluso en árboles vigorosos. Especie de amplia distribución paleártica, estando además aclimatada en numerosos países americanos (Balachowsky, 1949).

***Hylesinus crenatus* (Fabricius, 1787)**

Especie que normalmente se desarrolla sobre diversas especies de fresnos, realizando galerías en troncos de árboles añosos o abatidos (Balachowsky, 1949). Se reparte por Europa central y meridional, Rusia, Cáucaso y norte de África (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Hylesinus toranio* (Danthonie, 1788)**

Especie xilófaga que se desarrolla generalmente sobre ramas de olivo en las regiones mediterráneas y sobre fresnos y tilos en las regiones templadas de su área de distribución (Balachowsky, 1949). Elemento de distribución mediterránea que alcanza el centro de Europa, Cáucaso y Rusia meridional (Balachowsky, 1949). En la actualidad se puede encontrar en Japón, Asia Menor, Chile, Perú y Argentina (Schedl, 1969; Holgado, 2007)

***Taphrorychus bicolor* (Herbst, 1793)**

Especie xilófaga que se desarrolla preferentemente sobre troncos o ramas abatidas de haya, y en menor medida de roble, nogal o chopo (Balachowsky, 1949). Se distribuye por Europa y el Cáucaso (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Phloeotribus cristatus* (Fauvel, 1889)**

Especie xilófaga que puede realizar sus galerías sobre diversas especies de oleáceas (Balachowsky, 1949). Especie distribuida por la Europa mediterránea (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Dryocoetes villosus* (Fabricius, 1792)**

Especie xilófaga que realiza sus galerías preferentemente sobre robles de hoja caduca, y en menor medida sobre haya, castaño o aliso (Balachowsky, 1949). Especie de distribución europea (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792)**

La larva se desarrolla sobre diferentes frondosas a expensas de hongos de ambrosía que crecen en las galerías que excavan en la madera, tanto a árboles sanos como debilitados o enfermos (Ferreira & Ferreira, 1989). Su distribución abarca Europa, Caúcaso, Asia Menor, Irán y norte de África (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Crypturgus cinereus* (Herbst, 1793)**

Especie xilófaga que se desarrolla sobre la parte de corteza más fina de troncos de pino o abeto, generalmente como devastador secundario, tras el ataque de otros escolítidos (Balachowsky, 1949). Especie de amplia distribución europea, alcanzando el Caúcaso y norte de África (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827)**

Especie cuya larva se desarrolla sobre el floema de *Pinus*, especialmente *P. sylvestris*, habitando casi exclusivamente en las zonas del tronco y ramas gruesas recubiertas de corteza fina de color asalmonado (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986). Puede comportarse como devastador primario, aunque también es atraído por troncos abatidos. Su distribución abarca Europa, Siberia, Asia Menor, Japón y Tailandia (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2009).

***Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1858)**

Especie micófaga cuyas larvas se desarrollan consumiendo los hongos que crecen en las galerías que realizan en ramas de diferentes especies de pinos. Originaria de Norteamérica actualmente se encuentra aclimatada en buena parte de Europa (Balachowsky, 1949; López Romero *et al.*, 2007).

***Orthotomicus proximus* (Eichhoff, 1868)**

La larva es xilófaga y se desarrolla en la madera de árboles abatidos de *Pinus sylvestris* y *P. pinaster* (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986). Se reparte por toda Europa, Cáucaso y Siberia, alcanzando Japón (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986).

***Hylastes attenuatus* Erichson, 1836**

La larva es xilófaga y se desarrolla en pinos debilitados o muertos, en los que excava galerías subcorticales (Balachowsky, 1949). Se reparte por Europa y el Cáucaso, habiendo sido citada también en Japón (López Romero *et al.*, 2007).

***Hylastes ater* (Paykull, 1800)**

Especie xilófaga cuya larva excava galerías subcorticales en troncos y raíces expuestas de pinos debilitados o muertos (Balachowsky, 1949). Se distribuye por Europa, Cáucaso, y Siberia, alcanzando Corea, habiendo sido introducido en Nueva Zelanda, Australia, Chile y Sudáfrica (López Romero *et al.*, 2007).

***Hylastes linearis* Erichson, 1836**

Especie xilófaga que realiza sus galerías sobre diversas especies de pinos, con predilección, según Balachowsky (1949), por *Pinus pinaster* y *P. halepensis*. Distribución cosmopolita, alcanzando Europa meridional y central, Ucrania, norte de África, Madeira, Tenerife y Sudáfrica (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986).

***Ptyiogenes bidentatus* (Herbst, 1784)**

La larva es xilófaga y se desarrolla, principalmente, en las ramas de pinos debilitados, recién abatidos o muertos, donde excava galerías subcorticales (Balachowsky, 1949). Se reparte por Europa, Siberia e Israel (Gil Sánchez & Pajares Alonso, 1986).

***Ptyiogenes trepanatus* (Nordlinger, 1848)**

Especie xilófaga que realiza sus galerías sobre pies deprimidos de diversas especies de pinos, normalmente en ramas de alrededor de dos centímetros de diámetro (Balachowsky, 1949). Distribuida por Europa central y meridional, alcanzando Rusia (Pérez Moreno & Moreno Grialba, 2009).

ANEXO 2

**COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS OBSERVADOS EN LA ZONA DE ESTUDIO
NO DETECTADOS EN LOS MUESTREOS SISTEMÁTICOS**

Anexo 2 : Coleópteros saproxílicos observados en la zona de estudio y no detectados en los muestreos sistemáticos

	Familia	Especie	Dehesa de Somosierra	Hayedo de Montejo	Dehesa de Madarcos	Pinar de La Maleza
1	Staphylinidae	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier 1790	x			
2	Lucanidae	<i>Platycerus spinifer</i> Schaufuss, 1862	x	x		
3		<i>Pseudolucanus barbarossa</i> Fabricius, 1801		x		
4	Scarabaeidae	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		
5		<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		
6		<i>Trichius zonatus</i> Germar, 1829	x			
7		<i>Valgus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	x			
8	Buprestidae	<i>Buprestis novemmaculata</i> Linnaeus 1758				x
9		<i>Chacophora mariana</i> (Linnaeus, 1758)				x
10		<i>Chrysobothris affinis</i> (Fabricius, 1794)	x	x		
11		<i>Acmaeodera pilosellae</i> (Bonelli, 1812)	x			
12		<i>Acmaeodera degener</i> (Scopoli, 1763)	x	x		
13		<i>Acmaeoderella flavofasciata</i> (Piller & M., 1783)	x	x		x
14		<i>Anthaxia nitidula</i> (Linnaeus, 1758)	x			
15		<i>Anthaxia hungarica</i> (Scopoli, 1772)	x	x		
16		<i>Agrilus sinuatus</i> (Olivier, 1790)	x			
17	Trogossitidae	<i>Temnochila caerulea</i> (Olivier, 1790)				x
18	Cleridae	<i>Opilo domesticus</i> (Sturm, 1837)	x		x	
19	Malachiidae	<i>Charopus pallipes</i> (Olivier, 1790)	x			
20		<i>Axinotarsus pulicarius</i> (Fabricius, 1775)	x			
21		<i>Axinotarsus marginalis</i> (Castelnau, 1840)	x			
22		<i>Flabelomalachius hispanus</i> (Perris, 1864)	x			
23		<i>Clanoptilus spinosus</i> (Erichson, 1840)	x			
24		<i>Clanoptilus spinipennis</i> (Germar, 1824)	x			
25	Melandryidae	<i>Conopalpus testaceus</i> (Olivier 1791)	x			
26	Tenebrionidae	<i>Dendarus pectoralis</i> (Mulsant & Rey, 1854)	x	x	x	
27		<i>Neomida haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	x			
28	Oedemeridae	<i>Oedemera lurida</i> (Marsham 1802)	x			
29		<i>Oedemera nobilis</i> (Scopoli, 1763)	x			
30		<i>Oedemera femorata</i> (Scopoli, 1763)	x			
31		<i>Oedemera podagrariae</i> (L., 1767)	x			
32		<i>Oedemera physisca</i> (Scopoli, 1763)	x			
33	Salpingidae	<i>Salpingus ruficollis</i> (Linnaeus, 1761)		x		
34	Cerambycidae	<i>Stenopterus rufus</i> Linnaeus, 1767	x	x		
35		<i>Plagionotus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	x			
36		<i>Pyrrhydium sanguineum</i> (Linnaeus, 1758)	x			
37		<i>Ropalopus vanini</i> (Bedel, 1870)	x			
38		<i>Deilus fugax</i> (Olivier, 1790)	x			
39		<i>Poecilium pusillum</i> (Fabricius, 1787)	x			
40		<i>Chloroporus trifasciatus</i> (Fabricius, 1781)	x			
41		<i>Pseudovadonia livida</i> (Fabricius, 1776)	x			
42		<i>Stictoleptura fontenayi</i> (Mulsant, 1839)	x			
43		<i>Paracorymbia fulva</i> (De Geer, 1775)	x			
44		<i>Paracorymbia strigulata</i> (Germar, 1824)	x			x
45		<i>Pachytodes cerambyciformis</i> (Schrank, 1781)	x			
46		<i>Pedostrangalia revestita</i> (Linnaeus, 1757)	x			
47		<i>Acanthocinus aedilis</i> (Linnaeus 1758)				x
48		<i>Pogonocherus hispidulus</i> (Piller & Mitt., 1783)	x			
49		<i>Pogonocherus decoratus</i> Fairmaire, 1855	x			
50		<i>Leiopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)	x			
51		<i>Anaesthetis testacea</i> (Fabricius, 1781)	x			
52		<i>Monochamus galloprovincialis</i> (Olivier, 1795)				x
53		<i>Aegomorphus clavipes</i> (Schrank, 1781)	x			
54		<i>Oberea linearis</i> (Linnaeus, 1761)	x			
55		<i>Tetrops praeustus</i> (Linnaeus, 1758)	x			
56	Mordellidae	<i>Mordella brachyura</i> Musant 1866	x			
57	Scolytidae	<i>Ips sexdentatus</i> (Bomer 1776)				x
58		<i>Hylurgus ligniperda</i> (Fabricius 1787)				x
59		<i>Orthotomicus longicollis</i> (Gyllenhal 1827)				x
Total por localidad			49	11	2	10

