



Departament de Biologia Animal,
de Biologia Vegetal i d'Ecologia

**Estudio de las comunidades de hormigas
de los diferentes tipos de vegetación del
Parc Natural de Sant Llorenç del Munt
i l'Obac**

Tesis Doctoral

Juan Alejo Herraiz Cabello

Director de la Tesis

Dr. Xavier Espadaler Gelabert

Bellaterra, Septiembre 2010



Departament de Biologia Animal,
de Biologia Vegetal i d'Ecologia

Estudio de las comunidades de hormigas de los diferentes tipos de vegetación del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac

Memoria presentada por:

Juan Alejo Herraiz Cabello

Para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas

Con el Vº.Bº.:

Dr. Xavier Espadaler Gelabert

Director de la tesis

Bellaterra, Septiembre 2010

A Tere Requena Camps, por su amor.

Agradecimientos

Los que me conocen, saben que no soy persona dada al elogio fácil. Esto quizás ha propiciado que tenga pocos pero escogidos y muy buenos amigos. Ahí va pues un pequeño homenaje a los que me han ayudado a superarme como persona y a mejorar como científico. A todos ellos les dedico mi más sincero agradecimiento por hacer que el mundo fuese un poco más amable mientras realizaba este trabajo.

En primer lugar a dos personas que me han ayudado siempre y que ya no están entre nosotros: mi abuela Pepita y mi suegro Liberto. A mi abuela por apoyarme siempre en todos mis estudios y permitirme crecer como nieto y como hombre. Ha sido siempre una de las personas más importantes de mi vida. Gracias por estar siempre allí, por cuidarme tantos años y por el coraje que mostraste hasta el final (casi 100 años).

A mi suegro por acompañarme siempre que le necesité y ayudarme en todo lo que pudo, una lástima que se fuera tan pronto. Gracias porque nos diste la seguridad de poder contar contigo.

Al Dr. Xavier Espadaler por aceptarme como doctorando, a pesar de mi edad, y por estar siempre a punto cuando se le necesitaba, separando con sabiduría el grano de la arena cuando le presentaba alguna idea. Gracias por enseñarme a determinar, algo mucho más difícil que simplemente determinarme las muestras. Gracias por enseñarme a utilizar la estadística y a escribir artículos de forma coherente y ordenada. Con él he aprendido tanto a nivel personal como científico la mejor manera de actuar en cada caso. Con comprensión y firmeza me ayudó a llevar a buen puerto este barco. Gracias por ser como eres, el mundo desde que te conozco es mucho mejor.

A Tere Requena por aceptarme como marido, cosa nada fácil, y por ser la mejor mujer que nunca podré tener a mi lado y una excelente madre para nuestros dos hijos.

Con ella he aprendido a ser y a estar de una forma adecuada en cada situación. Gracias por transformar a este bruto en una persona. Gracias por la ayuda que me has dado en todo momento. Me permitiste trabajar incluso cuando los niños hacían de niños.

A Aleix Herraiz por la ayuda que me prestó durante la toma de muestras y la colocación de las trampas de caída. Gracias por la paciencia que tuviste sobre todo en el muestreo de los calurosos días de verano.

A Maria Herraiz por las muestras que capturó para la colección de referencia. Gràcias por la ayuda que me brindaste los días que no te peleabas con tu hermano. Mi familia ha sido uno de los pilares que me ha permitido acabar esta tesis.

Al Dr. Alejandro Palomo por aceptarme como alumno de doctorado. Fue mi tutor del master con quien siempre pude contar. Fueron muy interesantes las charlas sobre nematodos y sobre la vida en general que tuvimos durante el periodo docente del doctorado. Gracias por la orientación que me facilitaste y por el ánimo que me distes en todo momento.

Al Dr. Jose Antonio Barrientos por aceptarme en el departamento y permitirme conocer el mundo de los tisanópteros. Gracias por los consejos que me diste. No cabe la menor duda que tus lecciones sobre artrópodos fueron las que me hicieron decidir por este grupo animal.

Al Dr. Andrés de Haro por tener la paciencia de atender y contestar todas las preguntas sobre filogenia de artrópodos que le hice durante los cursos de doctorado. Y fueron muchas. Gracias por haberte podido conocer, y una lástima que ya no estés entre nosotros.

Al Dr. Jesús Matallanas por permitirme trabajar con peces. Finalmente ganaron las hormigas, pero al principio del doctorado, y aún me ocurre ahora, me gustaban todos los grupos. Muchas gracias por la paciencia que tuviste conmigo durante la primera fase del doctorado.

Al Dr. Xavier Santos por dejarme desinteresadamente las muestras de *Formicidae* de un estudio inédito, y por contar conmigo para otro estudio de la zona quemada del parque. Ha sido un placer trabajar contigo este tiempo.

Tampoco querría olvidarme de todos los que me animaron durante estos años a terminar el trabajo: Teresa Camps, mi suegra y creo que la mejor suegra que podía tener. Gracias por aguantarme mis manías. Gracias a mis cuñados Jaume Requena y Montse Calvet por darme ánimos siempre que lo necesité, escucharme en momentos difíciles y conseguirme algunas *Lasius* de Breda y de Pamplona, a mis adorables sobrinos Jaume y Sergi por su ayuda prestada en la captura de algunos ejemplares de la colección de referencia que me permitieron determinar los de la tesis. Gracias por todos los envíos de cariño y hormigas que he recibido de todos vosotros.

A amigos como Feliu Madaula, Teresa Esquirol, Carlos Zamora y Luisa Atenza que me trajeron hormigas (algunas de zonas muy lejanas) para la colección de referencia y me animaron en momentos de desánimo. Gracias por ser como sois.

Finalmente querría dar las gracias al personal del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt y en concreto al director Sr.Àngel Miño por permitirme el estudio dentro del Parc Natural, con la consecuente recogida de muestras. Al biólogo Dr. Josep Torrentó por su ayuda y por los consejos que me brindó tanto a nivel de tesis como de algún estudio posterior.

A Ramón Pujantell por su ayuda desde la secretaría del Parc Natural, siempre que lo necesité estuvo presto a darme la ayuda precisa.

Como dije al principio, no son muchos (25) pero para mí han sido imprescindibles para la realización de esta tesis por uno u otro motivo, por ello a todos os doy las gracias por vuestra ayuda.

SUMARIO

SUMARIO

AGRADECIMIENTOS.....	4
SUMARIO.....	7
1 INTRODUCCIÓN.....	13
1.1 Las hormigas como bioindicadores.....	15
1.2 Estudios previos en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac..	17
1.3 Situación y descripción del Parc.....	19
1.4 Climatología, pluviosidad y temperatura.....	19
1.4.1 Datos climáticos.....	19
1.4.2 Precipitaciones.....	19
1.4.3 Temperatura.....	22
1.5 Relieve. Orografía, Hidrografía i Litología.....	23
1.6 Fitosociología:	
1.6.1 Flora.....	25
1.6.2 Unidades de vegetación.....	25
1.6.3 Unidades de vegetación en el Parc.....	26
2 OBJETIVOS.....	43
3 MATERIAL Y MÉTODOS	47
3.1 Tipos de muestreo:	
3.1.1 Caza a vista.....	50
3.1.2 Trampas de caída.....	50
3.1.3 Dos estudios paralelos.....	52
3.2 Las zonas de muestreo:	
3.2.1 División del Parc Natural en comunidades vegetales.....	53
3.2.2 Determinación del numero de transectos (muestras) por tipo de comunidad vegetal.....	53
3.2.3 Selección de las parcelas.....	57
3.2.4 Índices de diversidad (diversidad α).....	58

3.2.5 Análisis estadístico:	
3.2.5.1 Consistencia del muestreo.....	60
3.2.5.2 Efectividad del método trampas respecto del método caza a vista.....	60
3.2.5.3 Relación entre el número de especies capturadas con ambos métodos.....	60
3.2.5.4 Relación entre abundancia y riqueza.....	60
3.2.5.5 Relación entre altitud y abundancia.....	60
3.2.5.6 Relación entre altitud y riqueza.....	60
3.2.5.7 Relación entre el tipo de vegetación y la comunidad de hormigas.....	61
3.2.5.8 Completitud de inventarios.....	63
3.2.5.9 Correlación entre los índices de diversidad: Shannon-Wiener, Simpson y Margalef.....	64
3.2.5.10 Relación entre los índices de diversidad α y el tipo de vegetación...	64
3.3 Similitud entre las diferentes asociaciones.....	64
3.4 Estudio de la composición de las comunidades de hormigas.....	65
4.- RESULTADOS.....	67
4.1 Abundancia de individuos y riqueza de especies:	
4.1.1 Número de especies según la técnica de captura.....	69
4.1.2 Inventario de las especies según la técnica de captura:.....	71
4.1.2.1 Inventario de las especies en trampas de caída.....	73
4.1.2.2 Inventario de las especies en caza a vista.....	76
4.1.3 Inventario de las especies por transecto.....	78
4.1.4 Inventario de las especies del Parc Natural.....	100
4.1.5 Índices de diversidad (diversidad α).....	103
4.2 Análisis estadísticos.....	106
4.2.1 Consistencia del muestreo entre años.....	106
4.2.1.1 Estudio de abundancia (número de individuos).....	106
4.2.1.2 Estudio de riqueza (número de especies).....	107
4.2.2 Comparativa de efectividad de dos métodos de muestreo.....	109
4.2.3 Relación entre el número de especies por transecto capturadas con ambos métodos.....	110
4.2.4 Relación entre abundancia y riqueza.....	111

4.2.5 Relación entre altitud y abundancia.....	112
4.2.6 Relación entre altitud y riqueza.....	113
4.2.6.1 Método trampas de caída.....	113
4.2.6.2 Método caza a vista.....	113
4.2.6.3 Número total de especies encontradas con ambos métodos.....	114
4.2.7 Relación entre tipo de vegetación y comunidad de hormigas.....	115
4.2.8 Correlación entre los índices de diversidad.....	125
4.2.9 Relación entre los índices de diversidad y el tipo de vegetación.....	126
4.2.10 Completitud de inventarios.....	131
4.2.11 Similitud de las asociaciones según riqueza y abundancia.....	132
4.2.12 Composición de las comunidades de hormigas.....	133
5.- INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	137
5.1 Introducción.....	139
5.2 Justificación del uso de muestras de otros estudios.....	141
5.3 Justificación del uso de diversas técnicas:	
5.3.1 Comparativa de efectividad de los dos métodos de muestreo.....	142
5.3.2 Especies arborícolas.....	142
5.4 Relación entre abundancia y riqueza.....	144
5.5 Relación entre los índices de diversidad y el tipo de vegetación.....	146
5.6 Completitud de los inventarios	147
5.7 Comparativa entre los dos años.....	148
5.8 Efecto de la altitud.....	149
5.9 Relación entre el tipo de vegetación y la abundancia y riqueza de hormigas.....	150
5.9.1 Abundancia.....	150
5.9.2 Riqueza.....	151
5.9.3 Estructura de las comunidades de hormigas.....	152
5.10 Hormigas parásitas y esclavistas.....	153
5.11 Hormigas invasoras.....	156
6. CONCLUSIONES.....	159
7. PUBLICACIONES.....	163
8. DESPUÉS DE LA TESIS.....	167

BIBLIOGRAFIA.....	173
Anexo1. Distribución de las especies de formícidos en el Parc Natural.....	193
Anexo2. Seguimiento integral de la recolonización faunística post-incendio, en la zona afectada por el incendio de 2003 en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Hormigas (Hymenoptera, Formicidae).....	235
Anexo 3. Descripción de la reina de <i>Lasius cinereus</i> Seifert.....	261
Anexo 4. Clave dicotómica de los formícidos del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac.....	267

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Las hormigas como bioindicadores

Cuando se observa un ecosistema, se puede apreciar a simple vista que va a resultar inviable un estudio pormenorizado de todas y cada una de las especies animales y vegetales que lo caracterizan, por varios motivos entre los que podemos destacar el tiempo, el coste del proyecto y la dificultad del trabajo con diversos grupos. Resulta pues, en muchos casos, prácticamente imposible, llegar a caracterizar un ecosistema por la presencia de todas y cada una de las especies que lo habitan. Muchos autores han propuesto el uso de especies con un estrecho rango de tolerancia para algún factor ambiental como bioindicadores (Noss, 1990; Pearson & Cassola, 1992; McGeoch, 1998; Kaspari & Majer, 2000) siendo la presencia o ausencia de éstos una forma de caracterizar el tipo de condiciones de un ecosistema determinado. En los últimos años, se han mostrado algunos bioindicadores como herramientas manejables para la valoración de los ecosistemas (Touyama *et al.*, 2002). Estos bioindicadores fueron agrupados por McGeoch (1998) en tres categorías: indicadores ambientales, indicadores ecológicos e indicadores de biodiversidad. Los primeros son especies que presentan una respuesta más o menos cuantificable a un cambio ambiental, los segundos son especies sensibles a impactos ecológicos como la fragmentación de los bosques y la presencia de contaminación entre otros. Los indicadores de biodiversidad son una especie o conjunto de especies que pueden reflejar la diversidad de otros grupos (Noss, 1990).

Uno de los grupos que puede ser empleado como bioindicador son los insectos (McGeoch, 2007). Algunos estudios realizados de forma independiente, revisaron la utilidad de los insectos como bioindicadores (McGeoch, 1998 y Caro & O'Doherty, 1999) y todos ellos coincidieron en señalar que era factible el uso de los insectos como bioindicadores.

Hay trabajos que estudian el valor de algunos insectos como bioindicadores, entre los que se encuentran las mariposas (Kremen, 1994; Apaza *et al.*, 2006) o las hormigas (Majer, 1983; Horvitz & Schemske, 1990 y Lobry de Bruyn, 1999), dado que presentan poblaciones muy abundantes, realizan una amplia variedad de funciones en los ecosistemas, son fáciles de muestrear, relativamente fáciles de determinar salvo algunas especies (Agosti & Alonso, 2000; Andersen, 1990 y Peck *et al.*, 1998) y poseen una elevada diversidad con unas 12000 especies catalogadas (Hölldobler & Wilson, 1990). Dada esta elevada diversidad y su importante función en los ecosistemas, muchos

autores han propuesto el uso de hormigas como indicadores ecológicos, tanto las especies epiedáficas (Andersen, 1997; Lobry de Bruyn, 1999; Osborn *et al.*, 1999; Alonso, 2000; Castro *et al.*, 2002; Andersen *et al.*, 2004), como las especies hipogeas (Touyama *et al.*, 2002). También pueden emplearse algunos indicadores de biodiversidad como indicadores negativos, siendo la presencia de estos un reflejo de alguna perturbación en el ecosistema, normalmente producida por el hombre. Las hormigas, además de poder ser utilizadas como bioindicadores, es posible que reflejen de algún modo, según el número de individuos de cada especie por transecto (abundancia) o el número de especies de cada uno de los transectos (riqueza), la composición de la comunidad vegetal del lugar donde habitan. Es muy probable, como veremos más adelante, que según estas comunidades vegetales, las hormigas encuentren un hábitat más o menos favorable para la instalación de nidos, captura de alimento o protección frente a depredadores. No es lo mismo un transecto de encinar con una elevada cobertura vegetal que un transecto de prado de romero y brezo ya que la zona cubierta del primero recibe una cantidad mucho menor de insolación y por lo tanto presentará un ambiente mucho más húmedo y con un mayor número de lugares de nidificación, sobre todo para especies arborícolas. Esta congruencia de las hormigas con las condiciones del medio (comunidades vegetales) es la que ponemos a prueba en esta tesis y en este Parc Natural.

1.2 Estudios previos en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac

Antes de empezar un estudio ecológico de un lugar determinado es necesario documentarse sobre los estudios previos que se han desarrollado en aquella zona. De este modo se puede aprovechar el trabajo ya realizado y evitar en lo posible la repetición de experiencias que no aporten nada nuevo.

En el Parc Natural de Sant Llorenç (Figura 1.1) se observa un desigual conocimiento de los distintos grupos taxonómicos de invertebrados (Bros & Guinart, 2007). Hay diversos estudios sobre artrópodos epiedáficos realizados por Serra (1983), Cruz (1989), Serra *et al.* (1989), Mateos (1992), Mateos *et al.* (1994), Boix (1997) y Miquel & Serra (1997). También hay trabajos generales sobre coleópteros del Parc entre los que encontramos los de Español (1934, 1961, 1972 y 1988), Vives & García (1989), Vives & Vives (1990) y Vives & Vives (1993) o más específicos como los que estudian los coleópteros de la familia *Staphylinoidea* de Blas (1979), los *Oedemeridae* de Vázquez (1987, 1988, 1989, 1993 y 1995) o *Ptinidae* (Bellés, 1978). Se han realizado algunos estudios sobre lepidópteros ropalóceros por Stefanescu (1994 y 2002). Existen numerosos trabajos sobre hemípteros en los que se estudia una parte del parque, entre ellos podemos encontrar a los de Ribes (1978), Murillo (1984), Murillo (1985), Ribes (1989), Ribes & Ribes (1997), Ribes & Ribes (1999) y Ribes *et al.* (2004). Hay algunas referencias al Parc en estudios sobre ortópteros en Olmo-Vidal (2002) y sobre dípteros en Carles-Tolrà (1994). Sobre los himenópteros se pueden encontrar diversos estudios de agallas de *Cynipinae* realizados por Pujade (Pujade, 1985; Pujade, 1986; Pujade & Nieves, 1990; Pujade, 1991; Pujade, 1993a; Pujade, 1993b; Pujade, 1993c; Ros-Farré & Pujade-Villar, 1997 y Ros-Farré & Pujade-Villar, 1998). Hay una publicación que hace referencia a especies de hormigas encontradas en cuevas como el avenc de la Brega y la Cova Carretero de la Serra de l'Obac, y la Cova Figuerot de Sant Llorenç del Munt, en el área del parque (Espadaler, 1983). Tan sólo se conoce un artículo que estudia las hormigas de una zona muy concreta del Parc, llamada la Collada de Tres Creus de la Serra de l'Obac, escrito por Cerdà *et al.* (1989).

La vegetación del Parc ha sido estudiada por diversos autores como Panareda y Pintó (1997), Pintó (1989, 1990, 1993, 1997a y 1997b), Pintó y Panareda (1995, 1997 y 2000), Hernández (1993), Comelles (1987) y otros. Pintó presentó su tesis doctoral titulada “*La dinàmica de la vegetació a Sant Llorenç del Munt*” sobre paisaje vegetal del área del Parc (Pintó, 1993) dirigida por el profesor Panareda. Este trabajo iba acompañado de un mapa de vegetación a escala 1:10.000. Posteriormente, con

Panareda, en 1995 publicó un nuevo trabajo titulado “Memòria del mapa de vegetació de Sant Llorenç del Munt” (Barcelona) con un mapa a escala 1:25.000 que se ha utilizado para determinar las zonas a muestrear de esta tesis.

En el Parc sólo se ha realizado un estudio parcial que relacione un tipo concreto de vegetación, pinar de *Pinus halepensis*, *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* con *Quercus ilex* y sotobosque de arbustos mediterráneos, con las especies de hormigas que lo habitan y la variación en la diversidad de especies de hormigas que se encuentran en una zona quemada tres años después de un incendio, según distintos tipos de tratamiento postincendio efectuados (Espadaler & Herraiz, 2008).



Figura 1.1 Vista general de Sant Llorenç del Munt

1.3 Situación del Parc

El Parc Natural forma parte de la sierra Prelitoral catalana, entre las comarcas del Bages, el Vallés Occidental y el Vallés Oriental. Incluye también el macizo de Sant Llorenç del Munt y la Serra de l'Obac, unidos por el Coll d'Estenalles.

1.4 Climatología, pluviosidad y temperatura

1.4.1 Datos climáticos

No hay muchos datos climáticos recogidos en el territorio que forma el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. En la Mola se tomaron datos de temperaturas durante cuatro años (1963-1966) y precipitaciones durante 9 años (1957-60 y 1974-78). En una zona cercana al Parc, Matadepera hay una serie de datos tomados durante 20 años para precipitaciones (1957-76) y 6 años para temperaturas (1973-78). También hay series breves de precipitaciones recogidas en Sant Llorenç Savall (1929-33) y Castellar del Vallés (1991-92). Existen series más completas tomadas en la periferia del parque (Terrassa y Manresa) que pueden dar una idea del tipo de climatología, pluviosidad y temperatura de la zona. En los últimos años, el parque dispone de cuatro estaciones automáticas completas, situadas en Rellinars, la vall d'Horta, la Mola y la Mata. Las dos primeras están conectadas a la red agrometeorológica de la Generalitat (DMAH).

1.4.2 Precipitaciones

El máximo pluviométrico en el macizo se encuentra en la sierra de Sant Llorenç del Munt con una media anual de 850,2 mm. El mínimo lo encontramos en la zona de Talamanca, con influencia del clima de la Depresión Central, que apenas llega a los 500 mm (Pintó i Panareda, 1995). Durante los dos años de trabajo de campo implicados en esta tesis, las precipitaciones fueron escasas durante los periodos de muestreo (Figuras 1.2, 1.3, 1.4 y 1.5) en la zona con trampas activas, y no llegaron a inutilizar las trampas pitfalls colocadas. Debido al tipo de terreno formado por conglomerados y un importante sistema de tipo cárstico, el agua de precipitación se filtraba rápidamente.

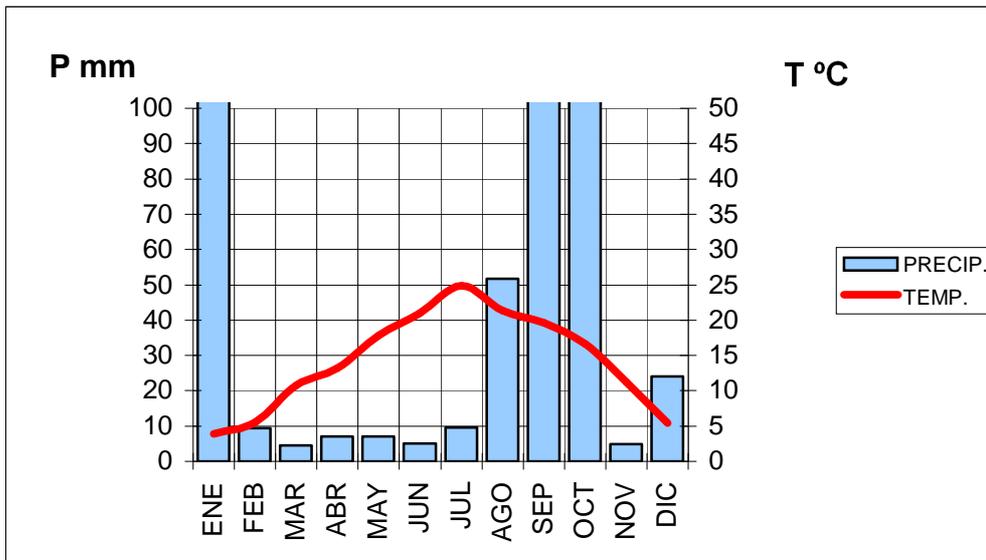


Figura 1.2 Climograma Rellinars 2006

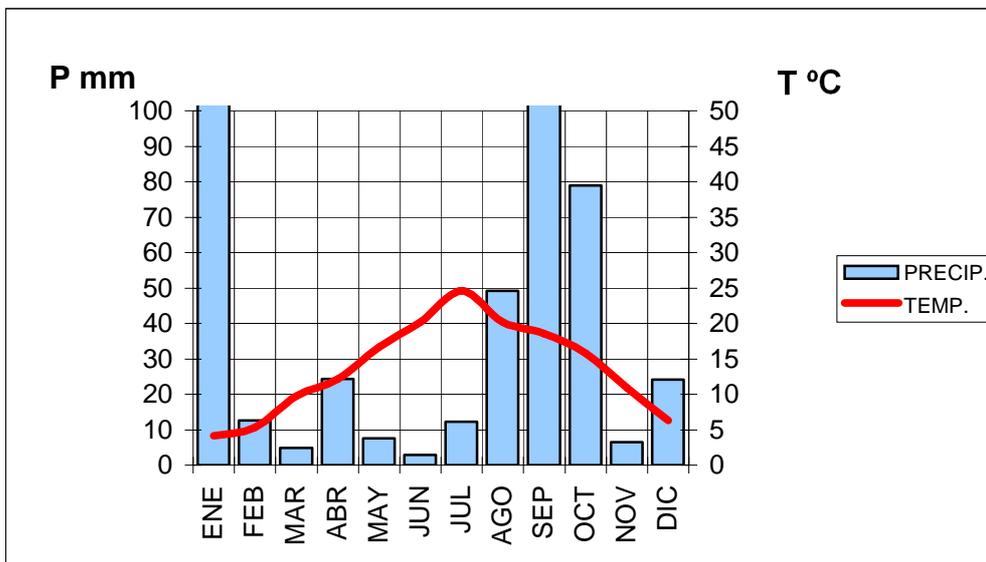


Figura 1.3 Climograma Sant Llorenç 2006

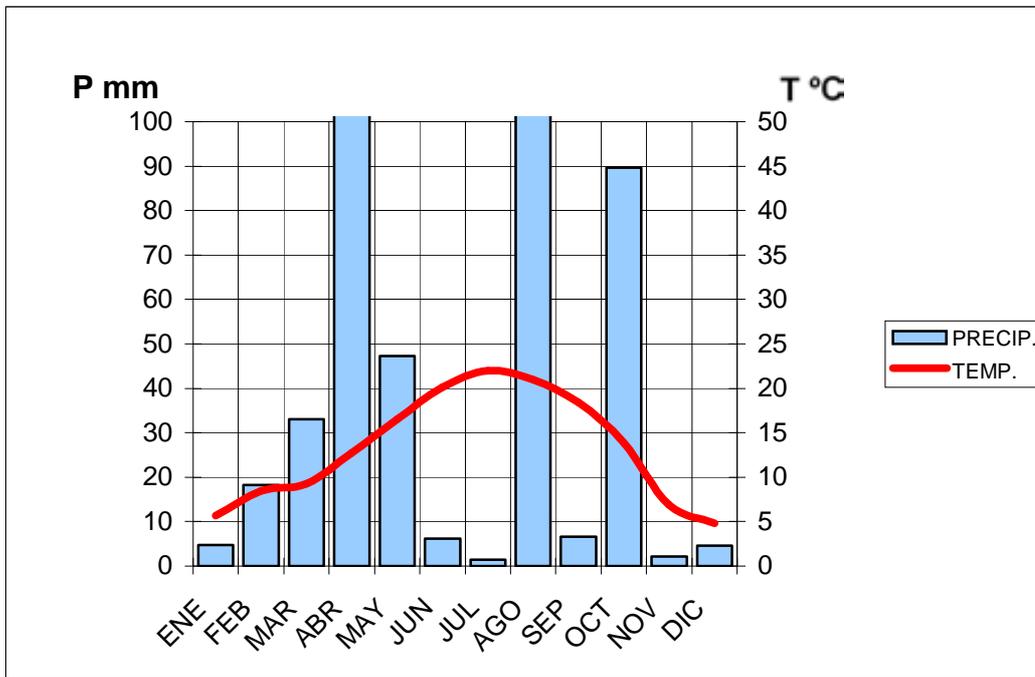


Figura 1.4 Climograma Rellinars 2007

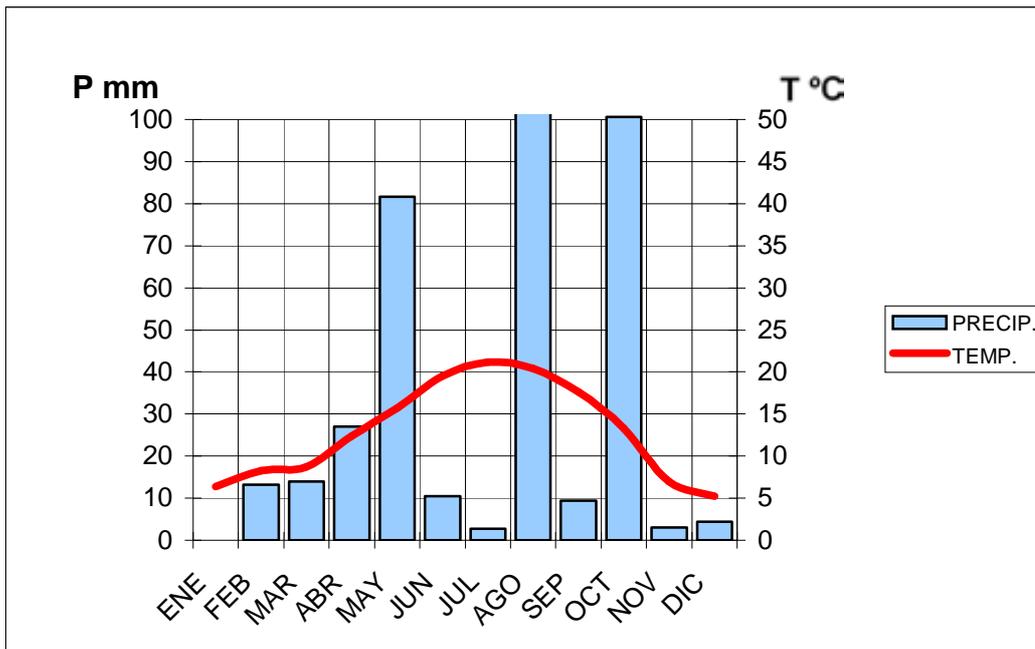


Figura 1.5 Climograma Sant Llorenç Savall 2007

1.4.3 Temperatura

La temperatura media mensual varió ligeramente entre los dos años de estudio (Tabla 1.1 y 1.2). La media de temperaturas depende de la zona del Parc y del año de muestreo (Tabla 1.1 y 1.2) (Figuras 1.2, 1.3, 1.4 y 1.5). En los meses de muestreo, la temperatura mensual mínima no bajó de 15 °C en 2006 y 2007 en el observatorio de Rellinars, y de 13 °C en 2006 y 13.1 °C en 2007 en la Vall d'Horta. Las temperaturas medias mensuales de las máximas diarias fueron de 33.4 °C en 2006 y de 29.1 °C en 2007 en Rellinars, y de 34 °C en 2006 y 29.6 °C en 2007 en la Vall d'Horta.

Tabla 1.1 Temperatura y pluviometría de los meses de muestreo en Rellinars (°C).

	2006				2007
	julio	agosto	septiembre	octubre	julio
Tª media mensual	24.9	21.3	19.6	16.6	22.0
Pluv.ac.	9.6	51.8	151.2	117.6	1.4
Días de lluvia	9	7	10	16	2

Tabla 1.2 Temperatura y pluviometría de los meses de muestreo en la Vall d'Horta (°C).

	2006				2007
	julio	agosto	septiembre	octubre	julio
Tª media mensual	24.6	20.2	18.6	15.8	21.2
Pluv.ac.	12.2	49.2	170.0	79.0	2.8
Días de lluvia	5	8	15	19	2

1.5 Relieve, Orografía, Hidrografía y Litología

El Parc presenta dos grandes unidades: Sant Llorenç del Munt y la Serra de l'Obac, unidas por el Coll d'Estenalles (870 m) y separadas entre ellas por el valle de la Riera de les Arenes. En Sant Llorenç del Munt destacan La Mola (La Mola (1104 m) y el Montcau (1056 m) (Figura 1.1). En la Serra de l'Obac podemos encontrar Castellsapera (932 m) y la Serra del Pou (944 m). En el sur del macizo están las pizarras paleozoicas de la Pineda, les Pedritxes y Coll de Grúa. En esta zona se modelan formas más suaves que pertenecen a la región del plegamiento de la Cordillera Prelitoral con altitudes que apenas rebasan los 700 m.

La Mola y el Montcau separan las aguas de las cuencas del Besós y del Llobregat. La red hidrográfica de estas vertientes presenta dos grandes colectores, el Ripoll, tributario del Besós y la Riera de les Arenes, de caudal temporal, que desemboca en el Llobregat. En Sant Llorenç del Munt y en la Serra de l'Obac, se originan pequeños torrentes que también van a parar a las cuencas del Besós y Llobregat (Riera de Mura, Rellinars y Gaià). Los suelos del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, han estado poco estudiados (Pintó & Panareda, 1995). En el macizo encontramos suelos poco desarrollados, del orden de los Entisols, muy comunes en Sant Llorenç. También podemos observar suelos más evolucionados, del orden de los Inceptisols, que presentan un horizonte B de alteración. Se encuentran en el macizo algunas zonas de suelos tipo *Typic xerochrep* y *Dystic xerocept* en los robledales de las laderas del Montcau (Pont, 1989 y Badia et al., 1992). Badia et al. (1992) también encuentra alfisols, suelos evolucionados con horizonte B_t de arcilla acumulada, en los encinares y robledales de la parte más elevada del macizo, clasificados como *haploxeralfs*. Es sabido que un aumento de pluviosidad conlleva una descarbonatación del suelo por lixiviación, y por lo tanto un aumento en la acidez del mismo (Pintó & Panareda, 1995). Los suelos que se encuentran sobre aluviones cuaternarios, forman las terrazas de pie de montaña, en la Riera de les Arenes, el sot de la Matalonga y otras zonas del valle del río Ripoll. En la parte basal de macizo, también se encuentran suelos de composición silíceo con carácter ácido.

En los suelos poco desarrollados, con poco lavado por las escasas lluvias o que reciben un gran aporte de materiales de granulometría fina, se encuentran zonas de reacción alcalina. Podemos observarlos en las vertientes soleadas y en el interior de los canales.

Sant Llorenç del Munt presenta un relieve modelado sobre masas de conglomerados eocenos unidos a los bordes de la Depresión Central. Las rocas están formadas por

cantos de diferentes tamaños, desde un par de metros hasta pocos milímetros (Figura 1.6). Entre ellas encontramos calizas, rocas eruptivas, pizarras, sílex y cuarcitas.

Los conglomerados están colocados en capas inclinadas hacia el NW, atravesados por diaclasas. Debido a la naturaleza caliza (soluble) de algunas rocas, se favorece el trabajo de erosión por el agua de lluvia, formándose series de monolitos alrededor de los macizos.



Figura 1.6 Conglomerados con cantos de distinto tamaño

1.6 Fitosociología

1.6.1 Flora

En el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt predominan las plantas pertenecientes al elemento corológico mediterráneo (Pintó & Panareda, 1995). En la zona estudiada, se encuentran desde los 343 m (partes bajas del parque) hasta los 1104 m (Montcau). Aquí, las especies mediterráneas boreales del dominio del encinar son las más abundantes. Se encuentran algunas especies de distribución submediterránea como *Buxus sempervirens*, *Helleborus foetidus*, *Coronilla emerus*, *Cruciata glabra* y *Cytisophyllum sessilifolium* en los encinares y robledales de los niveles más altos (Pintó & Panareda, 1995). También se encuentran algunas especies de distribución lateatlántica como *Teucrium scorodonia* en encinares de la base de las montañas y *Prunella grandiflora* ssp. *pyrenaica* en encinares y robledales húmedos. La poca altitud de los pisos más elevados como el Montcau (1104 m) y la Mola (1052 m) limita la presencia de especies alpinas. En estos parajes se encuentran algunas plantas de distribución mediterráneo montana como *Saxifraga callosa* ssp. *catalaunica*, endémica de Sant Llorenç del Munt y Montserrat.

1.6.2 Unidades de vegetación

Existen diversas escuelas que han intentado establecer algún método de clasificación de los diferentes tipos de vegetación que se encuentran en cada lugar intentando comprender la estructura y dinámica de dicha vegetación. Para el presente estudio, hemos seguido la clasificación y terminología que Folch (1981) propone siguiendo la escuela de Zurich-Montpellier o sigmatista. Estas denominaciones están vinculadas a Braun-Blanquet, botánico asentado en Montpellier que fundó la S.I.G.M.A. (Station Internationale de Géobotanique Méditerranéenne et Alpine). La unidad básica es la asociación, que tomamos como unidad vegetal elemental. Un conjunto de asociaciones pueden agruparse en una alianza, las alianzas en órdenes, éstos en clases y las clases en divisiones.

1.6.3 Unidades de vegetación en el Parc

Se han estudiado 15 unidades de vegetación de las cuales 11 tienen categoría de asociación, dos de ellas de asociación con pino carrasco y encinas, y dos que no se pueden incluir en ninguna asociación dado que se trata de ecosistemas muy alterados bien por el hombre (cultivos abandonados, incendios) o por el medio (incendio) (tabla 1.3).

Tabla 1.3 Tipo de vegetación de las asociaciones, alianzas y clases vegetales, código asignado en este trabajo, y réplicas efectuadas.

ASOCIACIÓN	Código de Vegetación	Réplicas
<i>Viburno-Quercetum</i> subas. <i>viburnetosum</i> y <i>Asplenio-quercetum</i> subas. <i>hylocomio-buxetosum</i>	v1	1, 2, 3, 55
<i>Buxo-Quercetum pubescentis</i> subas. <i>hylocomio-pinetosum sylvestris</i>	v2(+v5)	4, 5, 6, 63, 14, 15, 56
<i>Erico-Thymelaeetum tinctoriae</i>	v3	7, 11, 12, 57
<i>Cisto-Sarothamnetum catalaunici</i>	v4+v11	8, 9, 10, 65, 33, 34, 38, 58
<i>Anomodonto-Moehringietum</i>	v6	47, 48, 62
<i>Phlomido-Brachypodietum</i> , <i>Jasonio-Linarietum</i> y <i>Anomodonto-Polypodietum</i>	v7	19, 20, 21, 66
<i>Doronico-Fraxinetum</i>	v8	22, 23, 60
<i>Lithospermo-Ulmetum</i> y <i>Carici-Salicetum</i>	v9	27, 28, 29, 64
<i>Rosmarino-Lithospermetum</i>	v10+v12	30, 31, 32, 59, 35, 36, 37, 61
<i>Erodio-Arenarietum</i>	v13	18
CULTIVO	v14	49
<i>Rubo-Coriarietum</i>	v15	52, 53, 54, 68
ZONA QUEMADA	v16	44, 45

ALIANZA	Código de Vegetación	Réplicas
<i>Quercion-ilicis</i>	v1	1, 2, 3, 55
<i>Quercion-Pubescenti-petraeae</i>	v2(+v5)	4, 5, 6, 63, 14, 15, 56
<i>Rosmarino-Ericion</i>	v3+V10+V12	7, 11, 12, 57, 30, 31, 32, 59, 35, 36, 37, 61
<i>Cistion-mediomediterraneum</i>	v4+v11	8, 9, 10, 65, 33, 34, 38, 58
<i>Saxifragion mediae</i>	v6	47, 48, 62
<i>Thero-Brachypodium</i>	v7+V13	19, 20, 21, 66, 18
<i>Fraxino-Carpinion</i>	v8	22, 23, 60
<i>Populion albae/Alno-padion</i>	v9	27, 28, 29, 64
CULTIVO	v14	49
<i>Pruno-Rubion</i>	v15	52, 53, 54, 68
QUEMADO	v16	44, 45
CLASE	Código de Vegetación	Réplicas
<i>Quercetea ilicis</i>	v1	1, 2, 3, 55
<i>Quercu-Fagetea</i>	v2+V5+V8+V9+V15	4, 5, 6, 63, 14, 15, 56, 22, 23, 60, 27, 28, 29, 64, 52, 53, 54, 68
<i>Ononido-Rosmarinetea</i>	v3+V10+V12	7, 11, 12, 57, 30, 31, 32, 59, 35, 36, 37, 61
<i>Cisto-lavanduletea</i>	v4+v11	8, 9, 10, 65, 33, 34, 38, 58
<i>Asplenietea-Rupestris</i>	v6	47, 48, 62
<i>Thero-Brachypodietea</i>	v7+V13	19, 20, 21, 66, 18
CULTIVO	v14	49
QUEMADO	v16	44, 45

DIVISIÓN	Código de Vegetación	Réplicas
<i>Oleo-Quercea ilicis</i>	v1	1, 2, 3, 55
<i>Querco-Fagea</i>	v2+V5+V8+V9+V15	4, 5, 6, 63, 14, 15, 56, 22, 23, 60, 27, 28, 29, 64, 52, 53, 54, 68
<i>Cisto-Rosmarinea</i>	v3+V10+V12+V4+V11	7, 11, 12, 57, 30, 31, 32, 59, 5, 36, 37, 61, 8, 9, 10, 65, 33, 34, 38, 58
<i>Aspleniea-Rutae-murariae</i>	v6	47, 48, 62
<i>Vulpio-Brachypodiea retusi</i>	v7+V13	19, 20, 21, 66, 18
CULTIVO	v14	49
QUEMADO	v16	44, 45

1.6.3.1 Encinar

Viburno-Quercetum subas.viburnetosum

El encinar es la vegetación original de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. La acción del hombre lo ha reducido dejándolo intacto en las zonas más elevadas. Se trata de un encinar con boj (*Viburno-Quercetum subas.viburnetosum*). En las zonas más húmedas aparecen árboles caducifolios, arbustos y plantas herbáceas típicas de bosques mesófilos como *Lonicera xylosteum*, *Ilex aquifolium*, *Viola sylvestris*, *Corylus avellana*, *Fragaria vesca*, *Melica uniflora*, *Sanicula europaea* y *Anemone hepatica*, que asemeja ésta comunidad al encinar montano con boj (*Asplenio-Quercetum subas.hylocomio-buxetosum*). En algunas zonas umbrías con suelo de pizarra y materiales silíceos, se encuentran algunos robles entre las encinas formando un bosque mixto que se asemeja al bosque de distribución euro siberiana formado por *Quercus humilis*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Euphorbia amygdaloides*, *Brachypodium sylvaticum*, *Fragaria vesca*, *Doronicum pardalianches* y *Helleborus foetidus*. La degradación de éste encinar lleva a una maquia densa formada por encinas jóvenes, brezo blanco y madroño. Si sigue la degradación se pasa por una fase de matorral silicícola de jaras y brezo o un pastizal de *Hyparrhenia hirta* ssp. *villosa*.

Composición florística del encinar con boj

Características territoriales de la asociación

Quercus ilex ssp. *ilex*

Asplenium adianthum-nigrum

Viola alba

Lonicera implexa

Ruscus aculeatus

Arbutus unedo

Viburnum tinus

Phyllirea latifolia

Características de la alianza (*Quercion ilicis*)

Bupleurum fruticosum

Características del orden y clase (*Quercetalia ilicis*, *Quercetea ilicis*)

Rubia peregrina

Smilax aspera

Asparagus acutifolius

Especies de los encinares submediterráneos

<i>Buxus sempervirens</i>	<i>Helleborus foetidus</i>
<i>Daphne laureola</i>	<i>Amelanchier ovalis</i>
<i>Coronilla emerus</i>	<i>Cytissophyllum sessilifolium</i>
<i>Quercus humilis</i>	<i>Sorbus aria</i>
<i>Primula veris</i>	<i>Sorbus domestica</i>

Plantas acompañantes

<i>Hedera helix</i>	<i>Euphorbia amygdaloides</i>
<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Cruciata glabra</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Cephalantera rubra</i>
<i>Anemone hepatica</i>	<i>Coriaria myrtifolia</i>
<i>Prunella grandiflora</i> ssp. <i>pyrenaica</i>	<i>Rosa</i> sp.

1.6.3.2 Encinar con pino albar y pino negral

Buxo-Quercetum pubescentis subas. *hylocomio-pinetosum sylvestris*

En el macizo existen algunas zonas con ejemplares de pino albar (*Pinus sylvestris*), pino negral (*Pinus nigra*) y encinas (*Quercus ilex*). Se trata de bosquetes de pinos con un sotobosque de encinar poco denso.

Composición florística de los pinares de pino albar y pino negral con encinas

Estrato arbóreo

<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus nigra</i>
<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus humilis</i>

Estrato arbustivo

<i>Erica arborea</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>
<i>Quercus ilex</i> ssp. <i>ilex</i>	<i>Crataegus monogyna</i>
<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Lonicera etrusca</i>
<i>Ruscus aculeatus</i>	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Rosa</i> sp.	<i>Ulex parviflorus</i>
<i>Daphne laureola</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Bupleurum fruticosum</i>	<i>Daphne gnidium</i>

Estrato herbáceo

Viola alba

Brachypodium sylvaticum

Asplenium adiantum-nigrum

Digitalis lutea

Fragaria vesca

Anemone hepatica

Brachypodium phoenicoides

Festuca heterophylla

Hedera helix

Prunella grandiflora ssp. *pyrenaica*

Euphorbia amygdaloides

Hieracium sp.

Sanguisorba minor

Quercus humilis (jóvenes)

Musgos

Scleropodium purum

Especies acompañantes en claros del bosque

Erica arborea

Ulex parviflorus

Cistus monspeliensis

Calicotome spinosa

Cistus albidus

Dorycnium pentaphyllum

Galium maritimum

Bupleurum fruticosum

Rubia peregrina

Lavandula stoechas

Genista triflora

1.6.3.3 Encinar con pino carrasco y matorral de romero y brezo

Erico-Thymelaeetum tinctoriae subas. *ulicetosum* con *Pinus halepensis*

Se forma a partir de la degradación del encinar. Se encuentra en la zona más baja del macizo. En los últimos 160 años se han producido un gran número de perturbaciones producidas por el hombre (sembrado de viñedos, aprovechamiento forestal e incendios) o por la naturaleza (incendios). El encinar no ha desaparecido del todo, permaneciendo en forma de maquia, con inclusiones de matorral calcícola de romero y brezo donde el bosque aparece más aclarado. Estas comunidades crecen sobre suelos calcáreos en los conglomerados eocenos y en las calizas mesozoicas.

Características de la asociación

Rosmarinus officinalis

Globularia alypum

Bupleurum fruticosum

Coris monspeliensis

Staehelina dubia

Stipa offneri

Erica multiflora

Centaurea conifera

Orobanche latisquama

Onobrychis saxatilis

Características del orden y clase

Fumana ericoides

Aphyllanthes monspeliensis

Lavandula latifolia

Teucrium polium ssp. *polium*

Helianthemum oleandicum ssp. *italicum*

Astragalus monspessulanus

Plantas acompañantes

Pinus halepensis

Ulex parviflorus

Pistacia lentiscus

Juniperus phoenicea

Dorycnium pentaphyllum

Rhamnus alaternus

Thymus vulgaris

Quercus coccifera

Cistus albidus

Argyrolobium zanonii

Juniperus oxycedrus

Pinus pinea

Coriaria mirtifolia

Clematis flammula

Brachypodium retusum

Asparagus acutifolius

Carex cf. *humilis*

Melilotus neapolitana

Rubia peregrina

Sanguisorba minor

Arbutus unedo

Psoralea bituminosa

Daphne gnidium

Lonicera implexa

Phyllirea latifolia

Ononis minutissima

Sedum sediforme

Olea europaea

Hyparrhenia hirta ssp. *pubescens*

Dactylis glomerata ssp. *hispanica*

1.6.3.4 Encinar con pino carrasco y matorral de jaras y brezo

Cisto-Sarothamnetum catalaunici con *Pinus halepensis*

En los materiales silíceos de Sant Llorenç del Munt crece un matorral de jaras y brezo blanco en las zonas más degradadas del encinar. Aparece un bosque poco denso de encinas con matorrales silicícolas sobre un suelo de pizarras y granitos.

Estrato arbóreo

Quercus ilex

Pinus halepensis

Pinus pinea

Estrato arbustivo

Erica arborea

Cistus monspeliensis

Ulex parviflorus

Juniperus oxycedrus

Lonicera implexa

Cistus albidus

Lavandula stoechas

Euphorbia characias

Daphne gnidium

Arbutus unedo

Coriaria myrtifolia

Rubia peregrina

Dorycnium pentaphyllum

Rubus ulmifolius

Cistus salviifolius

Thymus vulgaris

Rosmarinus officinalis

Dorycnium hirsutum

Estrato herbáceo

Brachypodium phoenicoides

Dactylis glomerata

Hyparrhenia hirta ssp. *villosa*

1.6.3.5 Prados de crestas y rellanos ventosos

Erodio-Arenarietum

En la cumbre del Moncau, de la Mola y en el Pla de les Pinasses, entre otros, encontramos un tipo de vegetación azotado por los vientos dominantes que se encuentra sometido a bajas temperaturas y a un alto nivel de insolación en verano.

Predominan los prados de *Festuca ovina*, *Narcissus assoanus*, *Saxifraga granulata* y otras especies de los pastizales del *Aphyllantion*.

Pequeñas hierbas anuales

<i>Arenaria conimbricensis</i>	<i>Linum strictum</i>
<i>Teucrium botrys</i>	<i>Brachypodium distachion</i>
<i>Euphorbia exigua</i>	<i>Hornungia petraea</i>
<i>Asterolium linum-stellatum</i>	<i>Alyssum alyssoides</i>
<i>Melilotus neapolitana</i>	<i>Medicago minima</i>
<i>Leontodon taraxacoides</i>	<i>Micropus erectus</i>
<i>Galium parisiense</i>	<i>Crupina vulgaris</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Petrorhagia prolifera</i>
<i>Desmazeria rigida</i> ssp. <i>rigida</i>	<i>Cuscuta epithymum</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Sherardia arvensis</i>

Hierbas bulbosas y rizomatosas, geófitos

<i>Dipcapi serotinum</i>	<i>Anthericum liliago</i>
<i>Conopodium majus</i> ssp. <i>rigida</i>	<i>Allium sphaerocephalon</i>

Plantas herbáceas suculentas, caméfitos suculentos

<i>Sedum sediforme</i>	<i>Sedum dasyphyllum</i>
<i>Sedum album</i>	

Plantas herbáceas perennes, hemicriptófitos

<i>Koeleria vallesiana</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>font-queri</i>
<i>Carduus nigrescens</i>	<i>Festuca ovina</i>
<i>Convolvulus cantabrica</i>	

Hierbas de porte medio

Thymus vulgaris

Erodium foetidum ssp. *glandulosum*

Helianthemum oelandicum ssp. *italicum*

1.6.3.6 Mosaico de cantiles poco elevados

Phlomido-Brachypodietum, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polyodietum*

Se trata de una comunidad parecida a la del mosaico de cantiles montanos, pero de menor altitud que impide el crecimiento de algunas especies que encontrábamos en la anterior. Son más comunes las comunidades vegetales xerófilas. Todavía se encuentran manchas de encinar. Entre las rocas habitan comunidades de *Phlomido-Brachypodietum* en las zonas soleadas y poco inclinadas. Sobre las paredes de roca con orientación sur encontramos comunidades de *Jasonio-Linarietum* y en las zonas menos soleadas una comunidad rupícola de polipodio *Anomodonto-Polyodietum*.

1.6.3.7 Mosaico de cantiles montanos

Anomodonto-Moehringietum y *Saxifragetum catalaunicae*

En Sant Llorenç encontramos un cinturón de cantiles montanos de conglomerados que presentan en las zonas húmedas la comunidad de tipo rupícola llamada *Anomodonto – Moehringietum* caracterizada por presentar *Moehringia muscosa*. En las zonas orientadas al norte aparecen manchas de una comunidad endémica de Sant Llorenç del Munt y Montserrat denominada *Saxifragetum catalaunicae*.

1.6.3.8 Robledal

Doronico-Fraxinetum

En los alrededores del centro de información del Coll d'Estenalles-La Mata, al sur del Montcau, se encuentran hondonadas umbrías de ambiente mesófilo que permite el asentamiento de una comunidad de *Doronico-Fraxinetum*. Se trata de un bosque caducifolio mixto que puede estar dominado por el fresno, el avellano, el castaño o el roble albar. El árbol dominante en el parque es el roble albar (*Quercus petraea*) acompañado por *Melica uniflora*, *Festuca heterophylla*, *Doronicum pardalianches* y *Stellaria holostea*.

Árbol dominante

Quercus petraea

Otros árboles

Quercus ilex

Pinus sylvestris

Quercus humilis

Plantas herbáceas, hemicriptófitos.

Festuca heterophylla

Cruciata glabra

Fragaria vesca

Luzula forsteri

Hieracium murorum

Stellaria holostea

Primula veris ssp. *columnae*

Stachys officinalis

Asplenium adiantum-nigrum ssp *Succisa pratensis*

onopteris

Doronicum pardalianches

Sanicula europaea

Digitalis lutea

Prunella grandiflora ssp. *pyrenaica*

Brachypodium sylvaticum

Viola sylvestris

Melica uniflora

Poa nemoralis

Trifolium ochroleucum

Anemone hepatica

Plantas herbáceas, geófitos.

Pteridium aquilinum

Arbustos y hierbas lignificadas

Daphne laureola

Euphorbia amygdaloides

Árboles, arbustos altos y lianas

Hedera helix

Crataegus monogyna

Buxus sempervirens

Vicia sepium

Rubia peregrina

Coronilla emerus

Lonicera xylosteum

Erica arborea

1.6.3.9 Avellanar

Presenta pequeñas manchas y se encuentra rodeado por una comunidad de plantas propias de bosque mesófilo, en el fondo de algunos canales muy estrechos. No ha sido estudiado por la imposibilidad de realizar un muestreo dada la escasa extensión de las zonas.

1.6.3.10 Mosaico comunidades de ribera

Lithospermo-Ulmetum y *Carici-Salicetum*

En la periferia del macizo, entre los 500 m y los 600 m, se encuentran cursos de agua de régimen más o menos intermitente como las rieras de Mura, Rellinars, y los torrentes del Llor, del Sot de l'Infern, de les Vedranes y de Gaià entre otros. El bosque de ribera presenta una extensión limitada debido al carácter irregular del caudal de estas rieras.

El estudio se ha realizado en zonas bastante, poco o nada humanizadas de los márgenes del río Ripoll y pequeños torrentes subsidiarios. Las comunidades que se encuentran en el mosaico de vegetación de ribera son el olmedo (*Lithospermo-Ulmetum*), el *Carici-Salicetum catalaunicae*, la comunidad de berros de agua (*Apietum nodiflori*) y la comunidad de lentejas de agua (*Lemno-Azolletum*). De éstas, se han estudiado las dos primeras dado que las últimas se encuentran dentro del agua siendo imposible la colocación de trampas de caída y no encontrándose en ellas ninguna hormiga en la caza a vista.

1.6.3.11 Matorral de romero y brezo

Erico-Thymelaeetum tinctoriae subas. *ulicetosum*

Se trata de un matorral de romero y *Erica multiflora* que se encuentra en zonas prelitorales con substrato calcáreo. Se caracteriza por la presencia de *Thymelaea tinctoria*, *Centaurea linifolia* y *Bupleurum fruticoscens* de las cuales las dos primeras son inexistentes en Sant Llorenç del Munt y muy raras en l'Obac. Sant Llorenç del Munt representa el límite de su área óptimo. Este matorral con *Erica multiflora* se encuentra con algún *Pinus halepensis* aislado. Ha sido clasificado por Pintó en la subasociación *ulicetosum*, a pesar de la débil presencia de *Ulex parviflorus*, por la abundancia de especies termófilas como *Globularia alypum*, *Pistacia lentiscus* y *Pinus halepensis*.

Características de la asociación

Rosmarinus officinalis

Bupleurum fruticosescens

Staehelina dubia

Erica multiflora

Orobanche lutticulata

Globularia alypum

Coris mospeliensis

Stipa offneri

Centaurea conifera

Onobrychis saxatilis

Características del orden y clase

Fumana ericoides

Lavandula latifolia

Helianthemum oleandicum ssp. italicum

Aphyllanthes monspeliensis

Teucrium polium ssp. polium

Astragalus monspessulanus

Plantas acompañantes

Pinus halepensis

Pistacia lentiscus

Dorycnium pentaphyllum

Thymus vulgaris

Cistus albidus

Juniperus oxycedrus

Coriaria myrtifolia

Brachypodium retusum

Carex cf. humilis

Rubia peregrina

Arbutus unedo

Psoralea bituminosa

Daphne gnidium

Lonicera implexa

Phyllirea latifolia

Ulex parviflorus

Juniperus phoenicea

Rhamnus alaternus

Quercus coccifera

Argyrolobium zanonii

Pinus pinea

Clematis flammula

Asparagus acutifolius

Melilotus neapolitana

Sanguisorba minor

Ononis minutissima

Sedum sediforme

Olea europaea

Hyparrhenia hirta ssp. pubescens

Dactylis glomerata ssp. hispanica

1.6.3.12 Matorral de jaras y brezo

Cisto-Sarothamnetum catalaunici

Esta comunidad, en el parque, representa el último eslabón en la serie de degradación del encinar. Se encuentra sobre materiales paleozoicos de Sant Llorenç del Munt y materiales aluviales del arroyo de las Arenes. Se trata de un matorral más alto que el de romero y brezo. Presenta *Cistus monspeliensis*, *Cistus salviifolius* y *Erica arborea* como especies dominantes. En algunos lugares el matorral toma el aspecto de maquia debido a un aumento de la densidad. El suelo de tipo silíceo permite la presencia de *Lavandula stoechas*, *Cistus salviifolius* y *Erica arborea*. Pintó incluye ésta asociación en la subasociación *rosmarinetosum* (Bolós, 1950), descrita en Collserola y algunos puntos cercanos a Barcelona, porque presenta *Rosmarinus officinalis* y algunos ejemplares de *Staehelina dubia* ligados ambos a un suelo más rico en nutrientes. También se encuentran algunas colonias de jara (*Cistus ladanifer*). A veces este matorral calcífugo está acompañado de *Pinus halepensis*.

Estrato arbóreo

Quercus ilex

Pinus halepensis

Pinus pinea

Estrato arbustivo

Erica arborea

Cistus monspeliensis

Ulex parviflorus

Juniperus oxycedrus

Lonicera implexa

Cistus albidus

Lavandula stoechas

Euphorbia characias

Daphne gnidium

Arbutus unedo

Coriaria myrtifolia

Rubia peregrina

Dorycnium pentaphyllum

Rubus ulmifolius

Cistus salviifolius

Thymus vulgaris

Rosmarinus officinalis

Dorycnium hirsutum

Estrato herbáceo

Brachypodium phoenicoides

Hyparrhenia hirta ssp. *villosa*

Dactylis glomerata

1.6.3.13 Pino carrasco con matorral de romero y brezo

Rosmarino-Lithospermetum.

Se encuentra situado en el sector nordeste del parque. Sobre arcillas rojas aparece el matorral típico *Rosmarino-Lithospermetum* que substituye al matorral calcícola de *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. Se trata de dos tipos de matorral parecidos que se distinguen por algunas variaciones específicas. En el *Rosmarino-Lithospermetum* no se encuentra *Bupleurum fruticosens* y aparece *Brachypodium phoenicoides*, *Aphyllantes monspeliensis*, *Linum tenuifolium* ssp. *milletii*, *Ligustrum vulgare* y *Globularia vulgaris*, todas ellas indicadoras de cierto grado de humedad. Esta comunidad está descrita en su forma típica en el Languedoc, encontrando en Sant Llorenç del Munt un límite de su punto óptimo ecológico. Suele presentar un estrato arbóreo aclarado de *Pinus nigra* y, en las zonas orientadas al sur, *Pinus halepensis*. Representa uno de los eslabones en la regresión de un encinar litoral, entre el *Quercetum ilicis galloprovinciale* y el *Brachypodio-Aphyllanthetum*.

1.6.3.14 Lecho de arroyos y torrentes

Rubo-Coriarietum

Este lecho se encuentra muy alterado por el hombre en la zona de las Arenas, siendo canalizado a su paso por Matadepera. En algunos lugares poco alterados por el hombre encontramos la asociación *Saponario-Salicetum*, la que hemos encontrado en casi todas las muestras en una comunidad de emborrachacabras y zarzas denominada *Rubo-Coriarietum* y algunos fragmentos de comunidades ruderales (*Chenopodietalia*).

1.6.3.15 Cultivos abandonados

Se trata de cultivos de secano, poco productivos como el trigo y la cebada que han sido abandonados por el hombre siendo substituidos por una comunidad de tipo arvense del *Secalium mediterraneum*. Sólo fue posible tomar una réplica de éste tipo de vegetación.

1.6.3.16 Zona quemada en 2003

Después del incendio de 2003, quedan tocones de *Pinus halepensis*, brotes de *Quercus ilex*, *Erica multiflora*, *Rosmarinus officinalis* y *Cistus salviifolius*. Se trata de un hábitat muy alterado que no puede incluirse correctamente en ningún tipo de asociación.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es averiguar si las comunidades de hormigas reflejan las comunidades vegetales en las que se encuentran, es decir, si a cada comunidad vegetal (en sentido fitosociológico, a nivel de asociación, alianza y clase) corresponde también un patrón identificable, quizás sólo estadísticamente, en algunas variables de la composición de la comunidad de hormigas.

Objetivos concretos:

- Establecer un inventario de las especies de hormigas que se encuentran en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.
- Caracterizar la abundancia de individuos y riqueza específica para cada uno de los tipos de vegetación, agrupados a diferentes escalas taxonómicas (Asociación, Alianza y Clase).
- Comparar aquellas variables según las comunidades vegetales.
- Analizar el efecto de la altitud en la abundancia y riqueza de hormigas. Establecer cuán parecidos son las comunidades vegetales en abundancia (individuos), riqueza (especies) y composición de las comunidades de hormigas.
- Como consecuencia de todo lo anterior, y si es cierto que las hormigas responden a las condiciones del medio, establecer la bondad o utilidad de las hormigas como organismos indicadores, vinculados a la vegetación, en la zona de estudio.

Hipótesis a probar

La hipótesis general a probar es la existencia de algún tipo de correlación entre la comunidad vegetal y la comunidad de hormigas. Ello se efectuará a tres niveles en la jerarquía de comunidades vegetales y usando dos (o tres) factores (abundancia, riqueza y comunidad).

En concreto,

1. Explorar la posible relación entre la abundancia de hormigas y la comunidad vegetal a nivel de asociación, alianza y clase vegetal.
2. Explorar la posible relación entre la riqueza de especies de hormigas y la comunidad vegetal a nivel de asociación, alianza y clase vegetal.
3. Explorar la posible relación entre la composición de especies y la comunidad vegetal a nivel de asociación, alianza y clase vegetal.
4. Explorar la relación entre la altitud y la abundancia y riqueza.

CAPÍTULO 3

MATERIAL Y MÉTODOS

3 MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Tipos de muestreo

Seguimos el protocolo ALL para un bosque tropical (Agosti & Alonso, 2000) con las variantes que los mismos Agosti y Alonso sugirieron para el estudio de un bosque mediterráneo, el cual contiene menos especies de hormigas que habitan en la hojarasca. En bosques tropicales, se obtienen más obreras por el método de recogida de hojarasca que en trampas de caída (Olson, 1991), sin embargo en el encinar mediterráneo del Parc resultó ser un método muy poco productivo. En las zonas con gran volumen de hojarasca se recogieron muestras de la misma para separar las especies que en ella se encontraran. Tras la recolección de 2 cuadrados de 1 m² de hojarasca, ésta se colocó en un extractor Winkler durante 48 h y se separaron todos los individuos que se encontraron en el frasco situado en la parte inferior del embudo. Resultó ser un método muy poco productivo pues se obtuvo una sola hormiga (*Myrmecina graminicola*) tras muestrear 2 cuadrados de 1 m² de hojarasca en la zona 2 (encinar), y dos hormigas (*Myrmica spinosior* y *Stenamamma striatulum*) en la zona 55 (encinar). Este estudio se realizó sólo en el encinar (*Viburno-Quercetum* subas. *viburnetosum*) ya que los otros tipos de vegetación presentaban un volumen muy bajo de hojarasca y se realizó la caza a vista sin ninguna dificultad.

Se utilizaron dos técnicas distintas para aumentar la completitud del estudio, dado que las trampas de caída capturan los ejemplares que caminan por el suelo pero no son demasiado eficaces para detectar algunas especies arborícolas, y la captura a vista puede no detectar algunos ejemplares poco numerosos o de hábitos nocturnos.

También se tuvieron en cuenta los datos de dos estudios paralelos realizados en el parque entre 2006 y 2007 para completar el inventario de especies del parque (riqueza total) (Apartado 3.1.3).

3.1.1 Caza a vista

Para que el inventario de especies de cada zona fuese lo más completo posible, se capturaron todas las hormigas que durante una hora se observaron en la zona trampeada. Este tipo de muestreo nos permite capturar especies que difícilmente caerían en las trampas, ya que algunas presentan un tipo de vida arborícola y normalmente, excepto los sexuados, no se encuentran en el suelo donde se sitúan las trampas. De esta forma se pueden estudiar con mayor detalle diferentes microhábitats y caracterizar de una forma más precisa el tipo de mirmecocenosis de cada zona. Para no modificar el hábitat antes de recoger las trampas de caída, este tipo de muestreo se dejó para después de la retirada de las trampas. Entonces se realizó la captura a vista durante 60 minutos por réplica, dedicando unos tres minutos por círculo de 4 m de diámetro en cada trampa de caída. De cada nido, utilizando un aspirador, se obtuvieron unas cuantas obreras y si ello era posible, machos y reinas que inmediatamente fueron depositadas en un frasco con alcohol de 96° etiquetado adecuadamente con la fecha y el lugar de la captura. No se contaron el número de hormigueros por zona ya que este dato puede inducir a error sobre todo en especies como *Tapinoma nigerrimum*, *Tapinoma ambiguum*, *Linepithema humile* y *Pheidole pallidula* que pueden formar nidos muy extensos que exteriormente aparezcan como sociedades distintas (X. Espadaler, comunicación personal).

3.1.2 Trampas de caída

Se utilizaron trampas de caída para medir la abundancia y riqueza mirmecológica de cada transecto. Según algunos autores, es posible que las trampas de caída subestimen la riqueza de la comunidad de hormigas de un lugar (Fisher et al., 2000), pero se trata de un método muy utilizado en los estudios de abundancia y riqueza de comunidades de hormigas (Agosti & Alonso, 2000; Klimetzek & Pelz, 1992; Wolf & Debussche, 1999) habiendo diversos trabajos que proponen distintos modelos de trampas (Wojcik et al., 1972; Majer, 1997; de los Santos, 1982 y Porter, 2005) y otros que contrastan su eficiencia según el diámetro de las trampas (Borgelt & New, 2005), la profundidad de las mismas (Pendola & New, 2007), el tiempo que éstas están activas (Borgelt & New, 2006), la distancia entre ellas (Ward et al., 2001), el líquido conservador que se introduce en su interior (Weeks & McIntyre, 1997), y si se pone o no cebo (Wang et al, 2001b).

En este estudio se usaron trampas de caída de 2 cm de diámetro por 10,5 cm de profundidad depositadas dentro de un tubo de PVC de color negro, sistema descrito por

Majer (1978) para trampas de caída de 1.8 cm por 15 cm de profundidad. Las trampas no se prepararon para resistir la lluvia (Porter, 2005) por lo que al día siguiente de un aguacero, se revisaron las trampas de caída. Para evitar modificar en lo posible el terreno en el cual se situaba la trampa, se hacía un agujero usando una maceta de albañil y un hierro corrugado a modo de piqueta de un diámetro ligeramente inferior al tubo de PVC. Para extraer la piqueta, ésta debía girarse con movimientos circulares y al ser extraída dejaba un agujero de dimensiones parecidas al tubo de PVC. Entonces se colocaba éste tubo y se aplanaba el terreno dejándolo lo más parecido al terreno circundante. Una vez todo bien dispuesto se introducía dentro del tubo de PVC la trampa de caída con 8 ml de una disolución al 50% de etilenglicol en agua.

Las trampas de caída se colocaron en transectos de 20 trampas por zona de estudio. Entre cada una de ellas se dejaban 10 metros de distancia de forma que muestreamos transectos de 200 m. En algunos tipos de vegetación como el avellanar no fue posible obtener transectos mayores de 30 m y éste no se tuvo en cuenta para el estudio. Siempre que ello fue posible, se dejó una distancia lateral superior a 15 m respecto de otro tipo de vegetación colindante para evitar el efecto frontera que nos haría aparecer en esa zona individuos de especies que viven en otro tipo de hábitat (Dauber & Wolters, 2004). Las trampas se dejaron activas durante una semana y las muestras de cada una de las 20 trampas de caída fueron recogidas y etiquetadas. Una vez determinadas se agruparon en un vial por zona de muestreo, etiquetado con número de zona, fecha de recolección y nombre del recolector.

3.1.3 Dos estudios paralelos

Para completar el inventario de especies del parque se utilizaron asimismo los datos cualitativos del estudio “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l’incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac” (Espadaler & Herraiz, 2008), es decir la presencia/ausencia de especies de hormigas. Sin embargo éstos no se utilizaron en los análisis estadísticos porque los métodos de muestreo fueron distintos, ya que se utilizó la caza con manga de vegetación y se colocaron series de 5 trampas de caída de 8 cm de diámetro separadas entre ellas 10 m que se tuvieron activas durante 14 días, y los datos procedentes de muestreos tan distintos no pueden ser comparados entre sí ya que resultan influenciados por la distancia de colocación de las trampas (Ward *et al.*, 2001), el diámetro de las trampas (Borgelt & New, 2005), el periodo que se mantienen activas (Borgelt & New, 2006) y el líquido que se introduce en su interior (Weeks & McIntyre, 1997). A pesar de la propuesta del protocolo ALL (Agosti *et al.* 2000), que tiende a ser seguida por muchos autores, el tipo de trampas de caída, su nº, disposición, distancia entre ellas, diámetro, tiempo de apertura o líquido de preservación, sigue siendo un campo fértil de investigación, todavía sin consenso.

En el estudio “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l’incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac” se recuperaron un total de 124 trampas en las que se capturaron 3654 hormigas agrupadas en 31 especies (dos de ellas, *Chalepoxenus kutteri* y *Strongylognathus testaceus*, ambas esclavistas, no aparecieron en el muestreo de la tesis) (Tabla 4.19).

También se utilizaron para completar el inventario de especies del parque, las muestras de otro estudio de invertebrados epiedáficos realizado en el parque durante 2006 (Dr. X. Santos, inédito) en el que se recuperaron 366 trampas de caída de 8 cm de diámetro, abiertas durante 14 días de las que se obtuvieron 13629 hormigas pertenecientes a 46 especies de las cuales dos especies (*Aphaenogaster senilis* y *Lasius umbratus*, esta última parásita social) no se habían encontrado en los otros estudios (Tabla 4.19). Dada la diferencia en el número de trampas por réplica, el diámetro de las trampas y el distinto tiempo que éstas estuvieron activas (el doble que en el estudio de la tesis), estos datos tampoco se tuvieron en cuenta en los análisis estadísticos del presente trabajo.

3.2 Las zonas de muestreo

3.2.1 División del parque natural en comunidades vegetales

La vegetación del parque se puede dividir en 37 entidades (Pintó y Panareda, 1995) entre comunidades naturales (encinares, bosques caducifolios, matorrales, pinares sobre matorral, pastizales y otras comunidades pratenses) y artificiales (cultivos y superficies urbanizadas y espacios sin vegetación). Para este estudio, 37 tipos de vegetación se agruparon en 17 unidades de vegetación pertenecientes a 11 asociaciones vegetales, ya que realmente no esperábamos encontrar diferencias entre las hormigas que viven en una agrupación de encina con *Pinus halepensis* y una agrupación de encina con *Pinus halepensis* y matorral de *Erica arborea* y *Rosmarinus officinalis* si la composición química del suelo era similar (suelo calcáreo o suelo silíceo) y no variaba la cobertura vegetal. Sí, en cambio, esperábamos observar diferencias entre la mirmecofauna de una zona de matorral de *Rosmarinus officinalis* y *Erica arborea* respecto una zona de matorral de *Cistus sp* y *Erica arborea* ya que la composición química del suelo es diferente en cada caso (Boulton, 2005).

3.2.2 Determinación del número de transectos (muestras) por comunidad vegetal

En un principio se pensó muestrear cuatro transectos de cada comunidad vegetal del parque. En algún caso fue materialmente imposible la colocación de trampas de caída donde el suelo estaba formado por conglomerados macizos impenetrables por la piqueta (por ejemplo en el Montcau en la réplica Z18). Allí se realizó la caza a vista de todos los individuos observados durante una hora para caracterizar el tipo de poblaciones que se encontraban en dicho hábitat. Dado que no había datos de trampas de caída, no tenía sentido hacer una curva de acumulación de especies ni un test para confirmar la completitud del estudio en dicho transecto. Por este motivo no coinciden el número de transectos del tipo de muestreo de caza a vista con el número de transectos de trampas de caída. Tenemos un mayor número de transectos de caza a vista que de trampas (Tabla 3.1). De algún tipo de vegetación como el robledal, se realizaron sólo tres transectos, ya que son agrupaciones vegetales poco abundantes o poco extensas que no permiten realizar un transecto de 200 m de longitud dejando una distancia al siguiente tipo de vegetación de 15 m en cada lado para evitar el efecto de borde o frontera relatado por algunos autores (Baker & Barmuta, 2006). En un principio estudiamos dieciséis comunidades vegetales (Tabla 3.1), pero al aplicar la ordenación

fitosociológica a nivel de asociación vegetal, éstas quedaron reducidas a 11 asociaciones vegetales y dos zonas especiales que llamamos Cultivo y Zona quemada (Tabla 1.3).

Tabla 3.1. Transectos estudiados en cada comunidad vegetal.

Comunidad vegetal	Fecha	Número de zona	Altitud
Encinar (<i>Viburno-Quercetum</i> subas. <i>viburnetosum</i>)	18/08/06	1	787m
	16/08/06	2	466m
	25/09/06	3	820m
	10/07/07	55	769m
Encinar con pino albar y pino negral (<i>Buxo-Quercetum pubescentis</i> subas. <i>hylocomio-pinetosum sylvestris</i>)	05/07/06	4	600m
	04/10/06	14	501m
	04/10/06	15	488m
	05/07/06	5	736m
	06/07/06	6	641m
	26/07/07	63	711m
	27/07/07	56	803m
Encinar con pino carrasco y matorral de romero y brezo (<i>Erico-Thymelaeetum tinctoriae</i> subas. <i>ulicetosum</i> con <i>Pinus halepensis</i>)	10/08/06	7	398m
	04/07/06	11	453m
	27/09/06	12	578m
	16/07/07	57	426m
Encinar con pino carrasco y matorral de jara y brezo (<i>Cisto-Sarothamnetum</i> con <i>Pinus halepensis</i>)	16/08/06	8	474m
	21/09/06	9	521m
	10/08/06	10	472m
	25/07/07	65	463m
Prados de crestas y rellanos ventosos (<i>Erodio-Arenarietum</i>)	19/07/07	18	1100m
Mosaico de cantiles poco elevados (<i>Phlomidio-Brachypodietum</i> , <i>Jasonio-Linarietum</i> y <i>Anomodonto-Polyodietum</i>)	02/10/06	19	491m
	11/07/06	20	482m
	07/08/06	21	590m
	10/07/07	66	760m
Robledal (<i>Doronico-Fraxinetum</i>)	11/07/06	22	798m
	24/09/06	23	755m

	11/07/07	60	640m
	No se pudo tomar por ser la réplica inferior a 200 m	39	-----
Avellanar	No se pudo tomar por ser la réplica inferior a 200 m	24	-----
	No se pudo tomar por ser la réplica inferior a 200 m	25	-----
	No se pudo tomar por ser la réplica inferior a 200 m	26	-----
Mosaico comunidades de ribera (<i>Lithospermo-</i> <i>Ulmetum</i> y <i>Carici-Salicetum</i>)	08/08/06	27	388m
	07/08/06	28	544m
	08/08/06	29	391m
	13/07/07	64	350m
Matorral de romero y brezo (<i>Rosmarino-</i> <i>Lithospermetum</i>)	25/09/06	30	810m
	25/09/06	31	783m
	14/07/06	32	616m
	25/07/07	59	600m
Pino carrasco con matorral de jara y brezo (<i>Cisto-Sarothamnetum catalaunici</i>)	06/07/06	33	639m
	10/08/06	34	501m
	12/07/07	38	566m
	27/07/07	58	785m

Pino carrasco con matorral de romero y brezo (<i>Rosmarino-Lithospermetum</i>)	11/08/06	35	458m
	25/09/06	36	505m
	04/08/06	37	343m
	12/07/07	61	565m
Mosaico de cantiles montanos (<i>Anomodonto- Moehringietum</i> y <i>Saxifragetum catalaunicae</i>)	No se pudo tomar por ser la réplica inferior a 200 m	46	-----
	26/09/06	47	635m
	28/09/06	48	624m
	12/07/07	62	549m
	Cultivos abandonados	12/07/06	49
Zona quemada en 2003	16/08/06	44	473m
	26/09/06	45	586m
Lecho de rieras y torrentes (<i>Rubo-Coriarietum</i>)	10/07/06	52	668m
	03/07/06	53	609m
	03/07/06	54	570m
	14/07/07	68	379m

El muestreo de campo se llevó a cabo durante los años 2006 y 2007.

3.2.3 Selección de las parcelas

El proyecto inicial suponía cuatro transectos por tipo de vegetación. Según las medidas que aparecen en el plano de vegetación de Pintó y Panareda (1995), descartamos las zonas de avellanar, hayedo y alguna de robledal por tener una longitud menor de 200 m lineales y una distancia del centro a los bordes inferior a los 15 m.

Una vez en el campo se anularon las zonas de junquillo por no presentar comunidades suficientemente extensas, sino pequeñas manchas dispersas.

En algunas de las zonas, escogidas al azar, no se encontraba la comunidad esperada ya que el mapa de vegetación se publicó once años antes del presente estudio y se habían producido algunos cambios en la vegetación, no encontrándose la asociación esperada en alguna de las zonas, posiblemente debido a variaciones en la pluviosidad y en el régimen de precipitaciones, y al paso del tiempo.

Otras zonas fueron anuladas al ser destruidas las trampas por jabalíes; esto ocurrió especialmente cerca de, o en aquellos espacios usados como senderos por los animales.

Al final del estudio se recogieron, etiquetaron y determinaron las muestras de 52 transectos para 1040 trampas de caída y 53 transectos para caza a vista.

3.2.4 Índices de diversidad (diversidad α)

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef para cada uno de los transectos con el programa Species Diversity and Richness IV (Seaby & Henderson, 2006).

- **Índice de Shannon-Wiener**

Se utilizó el índice de diversidad Shannon-Wiener definido por la función:

$$H = -\sum_{i=1}^s p_i \log_e p_i$$

donde p_i es la proporción de individuos en cada una de las especies. Se escogió este índice por tratarse de uno de los más populares índices de diversidad α . No obstante, también se buscaron otros índices para comparar dado que el índice Shannon-Wiener da mayor peso a las especies más abundantes (Southwood & Henderson, 2000).

- **Índice de Simpson**

Se trata de un índice propuesto por Simpson (1949) que describe la probabilidad de que un segundo individuo extraído de una población sea de la misma especie que el primero.

Sigue la fórmula:

$$C = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

$$P_i^2 = \frac{N_i(N_i-1)}{N_T(N_T-1)}$$

Donde N_i es el número de individuos en las especies encontradas y N_T el total de individuos de la muestra. El valor del índice es:

$$D = \frac{1}{C}$$

Se trata de un índice que da mucho peso a las especies más abundantes en las muestras y es poco sensible a la riqueza de especies (Magurran, 2004). Decidimos utilizarlo por ser uno de los índices más significativos y robustos para medidas de diversidad α (Magurran, 2004). Utiliza la varianza de la distribución de la abundancia de especies.

- **Índice de Margalef**

Se trata de un índice que transforma el número de especies por muestra a una proporción en la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra.

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N}$$

S= número de especies, N=número total de individuos.

Este índice supone una relación entre el número de especies y el número de individuos observados donde k es constante (Magurran, 1998).

$$S = \sqrt{kN}$$

Para los análisis univariantes se usó el paquete estadístico STATISTICA 6.0 de Statsoft, Inc. (2001). Los estudios de curvas de acumulación de especies y los índices de diversidad α tanto los de riqueza específica (Margalef) como los de estructura de la comunidad y entre ellos los de dominancia (Simpson) y los de equidad (Shannon-Wiener) (Moreno, 2001), se calcularon con el programa Species Diversity Richness IV, versión 4.0 (Seaby & Henderson, 2006). Los análisis multivariantes se realizaron con el programa Pcord for windows, versión 4.0 (McCune & Mefford, 1999). Los estimadores de diversidad α de modelos no paramétricos de riqueza específica (Chao1, Chao2, Jacknife de 1er orden y Jacknife de 2º orden), se encontraron con el programa Estimate S 8.0 (Colwell, 2006). Para los análisis de estructura de comunidades de hormigas de las comunidades vegetales a nivel de asociación, alianza y clase, se utilizó el programa PRIMER 6.1.10 (PRIMER-E V6, Clarke & Gorley, 2006).

3.2.5. Análisis estadístico

3.2.5.1 Consistencia del muestreo

Para asegurar si la eficacia del muestreo mejoró con el tiempo, por un efecto de aprendizaje personal, lo cual habría sesgado los resultados, se comprobó si había diferencias entre el muestreo realizado durante los años 2006 y 2007 en los diferentes tipos de muestreo: trampas de caída y caza a vista. Específicamente, se probó si había diferencias significativas en la abundancia individuos y la riqueza de especies entre ambos años.

3.2.5.2 Efectividad del método trampas respecto del método caza a vista

Para comprobar si alguno de los dos métodos es más efectivo (=detecta mayor nº de especies) se calculó una t de datos apareados utilizando como variable respuesta el número de especies por transecto en los dos métodos de estudio.

3.2.5.3 Relación entre el número de especies capturadas con ambos métodos

Se estudió si había relación entre el número de especies capturadas con el método caza a vista y con el método de trampas de caída por transecto realizando un análisis de regresión simple.

3.2.5.4 Relación entre abundancia y riqueza

Se hizo un análisis de regresión simple entre las variables continuas abundancia y riqueza, para ver si había alguna relación entre ellas en cada uno de los transectos (datos del método de trampas de caída).

3.2.5.5 Relación entre altitud y abundancia

Se hizo un análisis de regresión simple para ver si había alguna relación entre la altitud y la abundancia (número de individuos/réplica y número de individuos/trampa/ réplica) (datos del método de trampas de caída).

3.2.5.6 Relación entre altitud y riqueza

Se hizo un análisis de regresión simple para ver si había alguna relación entre la altitud y la riqueza (número de especies/réplica y número de especies/trampa/réplica) (datos del método de trampas de caída).

3.2.5.7 Relación entre el tipo de vegetación y la comunidad de hormigas

Asociación

1 Abundancia

El estudio de abundancia sólo se realizó con los resultados del método de trampas de caída, ya que con el método de caza a vista se cogieron unos cuantos ejemplares de cada especie, y su número dependía de la especie, de la edad del hormiguero y del tiempo que se estuviera aspirando en aquel nido y por lo tanto estos datos no eran comparables entre sí. Se tuvieron en cuenta para el análisis estadístico los datos del número de especies encontradas en cada uno de los transectos con el método de trampas de caída. Para analizar los datos de trampas, se sumaron el número de hormigas de las trampas de cada transecto para obtener una muestra única por transecto. Todos los cálculos estadísticos se realizaron sobre las muestras de cada uno de los transectos. Como se eliminaron los transectos de la zona de cultivo (Z49) y del bosque quemado (Z44 y Z45), se trabajó con los datos de 49 transectos. Se efectuó un ANOVA de un factor (asociación vegetal) tomando como unidad el transecto y posteriormente se efectuó otro ANOVA de un factor (asociación vegetal) tomando como unidad la trampa de caída para detectar si había diferencias entre las medias del número de individuos por trampa de caída.

2 Riqueza

Se estudió la riqueza (número de especies), de cada uno de los transectos, con los datos obtenidos por ambos métodos, tanto con el método de caza a vista como con el método de trampas de caída. En primer lugar se estudiaron los datos de cada uno de los métodos por separado y finalmente se sumaron para tener una visión más completa de la riqueza de cada transecto.

Unidad de estudio: transecto

Para cada uno de los dos métodos de muestreo se efectuó un ANOVA de un factor (asociación vegetal) tomando como unidad el transecto. Posteriormente se calculó un ANOVA de un factor (asociación vegetal) utilizando el número de especies total, sumando las obtenidas entre los dos métodos de estudio.

Unidad de estudio: trampa de caída.

Con los datos obtenidos con el método de trampas de caída se efectuó un ANOVA de un factor (asociación vegetal) tomando como unidad de muestreo la trampa de caída.

Alianza

1 Abundancia

Se efectuó un ANOVA de un factor (alianza vegetal) tomando como unidad el transecto y posteriormente se efectuó otro ANOVA de un factor (alianza vegetal) tomando como unidad la trampa de caída para detectar si había diferencias entre las medias del número de individuos. Si era necesario se hizo un test post-hoc Duncan para determinar entre qué alianzas existían diferencias. Los parámetros de tendencia central se indican junto con la desviación estándar; en las gráficas se indica el intervalo de confianza (95%).

No es una cuestión resuelta cuál de los múltiples métodos post-hoc para comparar posibles diferencias después de un ANOVA con diferencias significativas es preferible usar. La diferencia esencial entre ellos se debe al distinto rigor bajo el que aceptan como significativas las diferencias detectadas. Hay distintos criterios de decisión subyacentes a ellos.

Si la finalidad de aplicar el test post-hoc no es tanto utilizar posibles diferencias significativas para una posterior argumentación sino para detectar cuales de los distintos niveles de un factor son distintos, la elección puede ser hacia aquellos tests post-hoc que son menos rigurosos en su mecánica de decisión. Obviamente, el número de niveles es un factor importante que puede diluir estadísticamente posibles diferencias (Espadaler, comunicación personal).

2 Riqueza

Unidad de estudio: transecto

Para cada uno de los dos métodos de muestreo se efectuó un ANOVA de un factor (alianza vegetal) tomando como unidad el transecto. Posteriormente se efectuó un ANOVA de un factor (alianza vegetal) utilizando el número de especies total, sumando las obtenidas con los dos métodos de estudio (trampas de caída y caza a vista).

Unidad de estudio: trampa de caída.

Con los datos obtenidos con el método de trampas de caída se efectuó un ANOVA de un factor (alianza vegetal) tomando como unidad de muestreo la trampa de caída.

Clase

1 Abundancia

Se efectuó un ANOVA de un factor (clase vegetal) tomando como unidad el transecto y posteriormente se calculó otro ANOVA de un factor (clase vegetal) tomando como unidad la trampa de caída para detectar si había diferencias entre las medias del número de individuos. Posteriormente se hizo un test post-hoc Duncan para determinar entre qué clases había diferencias.

2 Riqueza

Unidad de estudio: transecto

Para cada uno de los dos métodos de muestreo se efectuó un ANOVA de un factor (clase vegetal) tomando como unidad el transecto. Posteriormente se efectuó un ANOVA de un factor (clase vegetal) utilizando el número de especies total, sumando las obtenidas entre los dos métodos de estudio. Con los datos del número de especies total, y si era necesario se realizó un test post-hoc Duncan para ver entre qué clases existían diferencias.

Unidad de estudio: trampa de caída.

Con los datos obtenidos con el método de trampas de caída se efectuó un ANOVA de un factor (clase vegetal) tomando como unidad de muestreo la trampa de caída.

3.2.5.8 Completitud de inventarios

Para comprobar la completitud de los inventarios se utilizaron los índices ICE, Chao1, Chao2, Jacknife1 y Jacknife 2. ICE es un índice de incidencia que usa la presencia o ausencia de una especie en un tipo de vegetación determinado; Chao 1 es un estimador no paramétrico del número de especies que se basa en el número de especies raras en la muestra (Chao, 1984, Chao & Lee, 1992) que están representadas por sólo un individuo (singletons) y por sólo dos individuos (doubletons); Chao 2 utiliza también datos de presencia/ausencia y es el estimador menos sesgado para muestras pequeñas (Colwell & Codington, 1994); Jacknife 1 se basa en el número de especies que salen en sólo una muestra (uniques), se usa para reducir el sesgo de los valores estimados del orden $1/\text{número de muestras}$ (Palmer, 1990; Krebs, 1989), y Jacknife 2 se basa en el número de especies que salen sólo en dos muestras (duplicates) y en el número de especies que salen sólo en una muestra (Palmer, 1990; Krebs, 1989). No se utilizaron los índices ACE

y Bootstrap dado que ACE se basa en la abundancia de individuos y en los estudios de hormigas ésta puede dar información sesgada, sobrevalorando aquellas especies que presentan nidos muy poblados como *Messor barbarus*, *Pheidole pallidula* y *Lasius grandis*, frente a otras cuyos nidos tienen pocos ejemplares como *Ponera testacea* y *Myrmecina graminicola* entre otras. Bootstrap no se utilizó porque se basa en la proporción de transectos que contienen cada especie y es menos preciso que los anteriores (Palmer, 1990; Colwell & Coddington, 1994). Puesto que los distintos estimadores pueden proponer números bastante diferentes, para decidir cual de ellos se usaría, nos basamos en el árbol de decisión de Brose et al (2003).

Para los cálculos de la completitud de los inventarios se utilizó el programa Estimate S 8.0 (Colwell, 2006)

3.2.5.9 Correlación entre los índices de diversidad: Shannon-Wiener, Simpson y Margalef. Se estudió si existía correlación entre los tres índices de diversidad, calculando los correspondientes coeficientes de correlación.

3.2.5.10 Relación entre los índices de diversidad α y el tipo de vegetación.

Se comprobó si había diferencias significativas entre los índices de diversidad α (Shannon-Wiener, Simpson y Margalef) y los tipos de vegetación a nivel de asociación, alianza y clase vegetal. Para ello se efectuó un ANOVA de un factor (tipo de vegetación) y se posteriormente se buscaron entre qué tipo de vegetación había diferencias significativas, utilizando un test post-hoc de Duncan para cada una de las pruebas (asociaciones, alianzas y clases).

3.3 Similitud entre las diferentes asociaciones.

Dado que representar un clúster con los 52 transectos iniciales, o los 49 transectos con los que se realizaron los análisis estadísticos (sin contar los transectos Z44, Z45 y Z49), resultaba prácticamente ilegible y no proporcionaba una información inteligible, se redujo el número de ítems hallando la media de cada una de las asociaciones vegetales y representando un dendrograma de similitud con sólo 11 ítems. Se utilizaron las distancias Euclídeas y se obtuvo éste clúster con fines descriptivos, para ver el grado de similitud de las diferentes asociaciones del Parc.

3.4 Estudio de la composición de las comunidades de hormigas.

Para este fin, se utilizaron los datos de presencia/ausencia de las réplicas del parque sumando para cada una de ellas todas las especies encontradas tanto en caza a vista como en trampas de caída. Se utilizó el programa Primer V6 (PRIMER-E V6, Clarke & Gorley, 2006) para detectar si había diferencias significativas entre la composición de las comunidades de hormigas de las distintas comunidades vegetales, a nivel fitosociológico de asociación, alianza y clase. En primer lugar se obtuvo una matriz de similitudes utilizando las distancias de Bray-Curtis, dado que se trata de datos biológicos de número de especies y de número de individuos y éste es el más comúnmente utilizado coeficiente de similitud para los análisis de comunidades biológicas ya que según Clarke & Gorley (2006). Sigue la fórmula :

$$S_{17} = 100 \left(1 - \frac{\sum_i |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_i y_{i1} + \sum_i y_{i2}} \right)$$

Posteriormente se efectuó un ANOSIM (análisis de similitudes; equivalente a un ANOVA). Es un análisis que se basa en estadística permutacional, por la que, teniendo unos datos observados, se generan un número elevado de permutaciones aleatorias de los mismos, y en cada una se obtiene un estadístico (R en nuestro caso).

Este estadístico se obtiene de:

$$R = \frac{(\bar{u}_B - \bar{u}_W)}{\frac{1}{2} (n(n-1)/2)}$$

Donde \bar{u}_B es la media del rango de similitudes entre los pares de réplicas de diferentes comunidades vegetales, y \bar{u}_W es la media del rango de similitudes entre las réplicas dentro de una comunidad vegetal. La n es el número total de transectos estudiados.

El paso final es la comparación de la ubicación del estadístico de los datos observados con la distribución de frecuencias de los estadísticos obtenidos en las permutaciones aleatorias.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

4 RESULTADOS

4.1 Abundancia de individuos y riqueza de especies

4.1.1 Número de especies según la técnica de captura

En el parque se encontraron un total de 61 especies en el presente estudio. De ellas, en cada transecto, se capturaron algunas con los dos tipos de muestreo (trampas de caída y caza a vista), pero otras sólo se detectaron con el método de muestreo de trampas de caída o con el método de muestreo de caza a vista (Tabla 4.1.).

Tabla 4.1. Número de especies por transecto capturadas según el método de muestreo. Me. = Media aritmética, D.E.= Desviación Estándar.

	Total método trampas	Total método caza a vista	Exclusivas método trampas	Exclusivas método caza a vista	Total especies
Z1	5	9	1	5	10
Z2	9	9	7	7	16
Z3	1	10	0	8	10
Z4	15	13	7	5	20
Z5	14	7	8	1	15
Z6	8	9	4	5	13
Z7	9	4	7	3	12
Z8	11	10	7	6	17
Z9	7	21	2	16	23
Z10	11	12	7	8	19
Z11	16	19	6	9	25
Z12	6	7	4	5	11
Z14	10	14	3	7	17
Z15	9	15	5	11	20
Z19	6	10	3	7	13
Z20	12	8	8	4	16
Z21	11	8	9	6	17
Z22	8	8	5	5	13
Z23	6	8	5	7	13
Z27	11	8	7	4	15

Z28	6	14	1	9	15
Z29	11	18	7	13	24
Z30	2	10	0	8	10
Z31	7	9	3	4	12
Z32	11	9	8	6	17
Z33	14	10	5	2	16
Z34	6	8	2	4	10
Z35	5	12	3	10	15
Z36	4	14	0	10	14
Z37	9	8	6	5	14
Z38	20	8	14	2	22
Z47	5	9	3	7	12
Z48	4	5	2	3	7
Z52	8	13	0	5	13
Z53	5	13	1	9	14
Z54	14	8	9	3	17
Z55	11	14	2	7	17
Z56	8	4	6	2	10
Z57	10	11	4	5	15
Z58	14	17	5	8	22
Z59	8	6	5	4	12
Z60	13	14	6	8	21
Z61	12	11	7	6	18
Z62	10	6	7	3	13
Z63	13	8	11	6	19
Z64	11	13	5	7	18
Z65	18	10	14	6	24
Z66	8	5	8	5	13
Z68	20	15	14	8	29
Me.	9,63	10,43	5,37	6,20	15,88
D.E.	4,23	3,82	3,50	2,89	4,60

4.1.2 Inventario de las especies según la técnica de captura

Se han utilizado dos técnicas distintas para aumentar la completitud del estudio, la caza a vista y las trampas de caída (pitfalls), dado que la caza a vista puede no detectar algunos ejemplares poco numerosos o de hábitos nocturnos, y las trampas de caída capturan los ejemplares que caminan por el suelo pero no son demasiado eficaces para detectar algunas especies arborícolas. En total se han determinado 16342 hormigas pertenecientes a 61 especies.

Se colocaron un total de 1040 trampas de caída, 780 en 2006 y 260 en 2007. Se recogieron un total de 1027 trampas, 770 en 2006 y 257 en 2007. La mayoría de las trampas desaparecidas fueron destruidas por jabalís (Figura 4.1) y se encontraron cerca del lugar donde habían sido colocadas, rotas y llenas de tierra. Algunas trampas no se encontraron en el lugar donde se clavaron, posiblemente fueron sustraídas por el público que accede al parque los fines de semana dado que esto se produjo en las zonas más visitadas del parque como las réplicas Z3 y Z30 (Tabla 4.2).



Figura 4.1 Trampa de caída rota por un jabalí (*Sus scrofa*).

Tabla 4.2 Abundancia y riqueza por trampa en los transectos estudiados.

	Año	n° trampas	N° ind/trampa	N° sp/trampa
Z1	2006	20	5.2	0.3
Z2	2006	20	2.4	0.5
Z3	2006	16	0.5	0.1
Z4	2006	20	4.0	0.8
Z5	2006	20	5.7	0.7
Z6	2006	20	5.6	0.4
Z7	2006	20	3.6	0.5
Z8	2006	20	2.2	0.6
Z9	2006	20	1.0	0.4
Z10	2006	20	2.8	0.6
Z11	2006	20	11.5	0.8
Z12	2006	20	1.4	0.3
Z14	2006	20	1.8	0.5
Z15	2006	20	0.9	0.5
Z19	2006	19	3.5	0.3
Z20	2006	20	8.0	0.6
Z21	2006	20	7.0	0.6
Z22	2006	20	2.5	0.4
Z23	2006	20	0.8	0.3
Z27	2006	20	5.4	0.6
Z28	2006	20	0.8	0.3
Z29	2006	20	3.0	0.6
Z30	2006	14	0.9	0.1
Z31	2006	20	0.6	0.4
Z32	2006	20	11.0	0.6
Z33	2006	20	19.0	0.7
Z34	2006	20	5.7	0.3
Z35	2006	20	1.8	0.3
Z36	2006	20	2.6	0.2
Z37	2006	20	1.5	0.5
Z38	2006	20	9.8	1.0
Z44	2006	20	4.6	0.5
Z45	2006	20	3.0	0.4
Z47	2006	20	1.2	0.3
Z48	2006	20	3.6	0.2
Z49	2006	20	3.8	0.6
Z52	2006	20	14.1	0.4
Z53	2006	20	11.5	0.3
Z54	2006	20	17.8	0.7
Z55	2007	20	7.7	0.6
Z56	2007	20	1.6	0.4
Z57	2007	20	9.8	0.5
Z58	2007	19	5.5	0.7
Z59	2007	20	14.7	0.4
Z60	2007	18	9.2	0.7
Z61	2007	20	10.9	0.6
Z62	2007	20	23.1	0.5
Z63	2007	20	3.9	0.7
Z64	2007	18	12.4	0.6
Z65	2007	20	8.8	0.9
Z66	2007	20	13.3	0.4
Z68	2007	20	20.2	1.0

4.1.2.1 Inventario de especies en trampas de caída.

De las trampas se han determinado un total de 6584 hormigas pertenecientes a 5 subfamilias, 19 géneros y 55 especies (Tabla 4.3). La subfamilia *Dolichoderinae* presenta tres especies agrupadas en dos géneros: *Dolichoderus quadripunctatus*, *Tapinoma madeirense* y *Tapinoma nigerrimum*. Esta última es la especie más numerosa encontrada en las trampas de caída de ésta subfamilia y la cuarta más numerosa de todas las especies del parque. La subfamilia *Myrmicinae* es la que presenta un mayor número de géneros (10) en este tipo de muestreo. Hemos encontrado 27 especies distintas agrupadas en 10 géneros, siendo el género *Temnothorax* el que presenta mayor diversidad con 11 especies distintas, y los géneros *Myrmecina*, *Pheidole* y *Stenamma* con sólo una especie. Los individuos de *Solenopsis* los hemos estudiado a nivel de género dada la dificultad de determinación de las muestras por la ausencia de unas claves adecuadas y por la posibilidad de que las especies conocidas presenten problemas de sinonimia. La subfamilia *Formicinae* presenta 23 especies agrupadas en 5 géneros, siendo el más numeroso *Lasius* con 9 especies seguido de *Camponotus* con 7 especies, *Formica* con 4, *Plagiolepis* con 2 y *Polyergus* con la especie esclavista *Polyergus rufescens*. La subfamilia *Ponerinae* sólo presenta un individuo de la especie *Ponera testacea* y la subfamilia *Leptanillinae* sólo un macho de *Leptanilla sp.* posiblemente se trate de *Leptanilla revelierii* dado que es la única especie de éste género citada para Cataluña (Herraiz & Espadaler, en prensa).

Tabla 4.3 Inventario de especies en trampas de caída

SUBFAMILIA	GENERO	ESPECIE
<i>DOLICHODERINAE</i>	<i>Dolichoderus</i>	<i>D. quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1771)
	<i>Tapinoma</i>	<i>T. nigerrimum</i> (Nylander, 1856)
		<i>T. madeirense</i> Forel, 1895
<i>MYRMICINAE</i>	<i>Aphaenogaster</i>	<i>A. subterranea</i> (Latreille, 1798)
		<i>A. gibbosa</i> (Latreille, 1798)
	<i>Crematogaster</i>	<i>C. scutellaris</i> (Olivier, 1792)
		<i>C. sordidula</i> (Nylander, 1849)
	<i>Messor</i>	<i>M. barbarus</i> (Linnaeus, 1767)
		<i>M. bouvieri</i> Bondroit, 1918
		<i>M. capitatus</i> (Latreille, 1798)
	<i>Myrmecina</i>	<i>M. graminicola</i> (Latreille, 1802)
	<i>Myrmica</i>	<i>M. spinosior</i> Santschi, 1931
		<i>M. specioides</i> Bondroit, 1918
	<i>Pheidole</i>	<i>P. pallidula</i> (Nylander, 1849)
	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp.
	<i>Stenamma</i>	<i>S. debile</i> (Förster, 1850)
	<i>Temnothorax</i>	<i>T. affinis</i> (Mayr, 1855)
		<i>T. gredosi</i> (Espadaler & Collingwood, 1982)
		<i>T. kraussei</i> (Emery, 1916)
		<i>T. lichtensteini</i> (Bondroit, 1918)
		<i>T. niger</i> (Forel, 1894)
		<i>T. nylanderi</i> (Förster, 1850)
	<i>T. parvulus</i> (Schenck, 1852)	
	<i>T. rabaudi</i> (Bondroit, 1918)	
	<i>T. racovitzai</i> (Bondroit, 1918)	
	<i>T. recedens</i> (Nylander, 1856)	
	<i>T. unifasciatus</i> (Latreille, 1798)	
	<i>Tetramorium</i>	
	<i>T. caespitum</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>T. forte</i> Forel, 1904	
	<i>T. semilaeve</i> André, 1883	
<i>FORMICINAE</i>	<i>Camponotus</i>	<i>C. cruentatus</i> (Latreille, 1798)

		<i>C. foreli</i> Emery, 1881
		<i>C. lateralis</i> (Olivier, 1792)
		<i>C. piceus</i> (Leach, 1825)
		<i>C. pilicornis</i> (Roger, 1859)
		<i>C. sylvaticus</i> (Olivier, 1792)
		<i>C. truncatus</i> (Spinola, 1808)
	<i>Formica</i>	<i>F. gagates</i> Latreille, 1798
		<i>F. gerardi</i> Bondroit, 1917
		<i>F. rufibarbis</i> Fabricius, 1793
		<i>F. subrufa</i> Roger, 1859
	<i>Lasius</i>	<i>L. brunneus</i> (Latreille, 1798)
		<i>L. cinereus</i> Seifert, 1992
		<i>L. emarginatus</i> (Olivier, 1792)
		<i>L. flavus</i> (Fabricius, 1782)
		<i>L. grandis</i> Forel, 1909
		<i>L. lasioides</i> (Emery, 1869)
		<i>L. myops</i> Forel, 1894
		<i>L. neglectus</i> Van Loon <i>et al.</i> 1990
		<i>L. niger</i> (Linnaeus, 1758)
	<i>Plagiolepis</i>	<i>P. pygmaea</i> (Latreille, 1798)
		<i>P. xene</i> Stärcke, 1936
	<i>Polyergus</i>	<i>P. rufescens</i> (Latreille, 1798)
<i>PONERINAE</i>	<i>Ponera</i>	<i>P. testacea</i> Emery, 1895
<i>LEPTANILLINAE</i>	<i>Leptanilla</i>	<i>Leptanilla sp</i> Emery, 1870

4.1.2.2 Inventario de especies en caza a vista.

Mediante este método hemos capturado 9758 hormigas de tres subfamilias, 17 géneros y 57 especies (Tabla 4.4). La subfam. *Dolichoderinae* presenta dos géneros y tres especies: *Dolichoderus quadripunctatus*, *Tapinoma madeirense* y *Tapinoma nigerrimum*. La Subfamilia *Myrmicinae* presenta mayor número de géneros y de especies, 10 y 30 respectivamente. El género *Temnothorax* es el más diverso con 12 especies. La subfamilia *Formicinae* presenta 5 géneros: *Camponotus* con 7 especies, *Formica* con 5 especies, *Lasius* con 9 especies, *Plagiolepis* con 2 y *Polyergus* con la especie *P. rufescens*. No aparecen individuos de las subfamilias *Ponerinae* y *Leptanillinae*, ambos de vida hipogea y los últimos difíciles de encontrar por su reducido tamaño.

Tabla 4.4 Inventario de especies en caza a vista

SUBFAMILIA	GENERO	ESPECIE
<i>DOLICHODERINAE</i>	<i>Dolichoderus</i>	<i>D. quadripunctatus</i>
	<i>Tapinoma</i>	<i>T. nigerrimum</i>
		<i>T. madeirense</i>
<i>MYRMICINAE</i>	<i>Aphaenogaster</i>	<i>A. subterranea</i>
		<i>A. gibbosa</i>
	<i>Crematogaster</i>	<i>C. auberti</i> Emery, 1869
		<i>C. scutellaris</i>
		<i>C. sordidula</i>
	<i>Messor</i>	<i>M. barbarus</i>
		<i>M. bouvieri</i>
		<i>M. capitatus</i>
	<i>Myrmecina</i>	<i>M. graminicola</i>
	<i>Myrmica</i>	<i>M. spinosior</i>
		<i>M. specioides</i>
	<i>Pheidole</i>	<i>P. pallidula</i>
	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp.
	<i>Stenamma</i>	<i>S. debile</i>
		<i>S. striatulum</i> Emery, 1894
<i>Temnothorax</i>	<i>T. affinis</i>	
	<i>T. angustulus</i> (Nylander, 1856)	
	<i>T. gredosi</i>	

		<i>T. krausse</i>
		<i>T. lichtensteini</i>
		<i>T. niger</i>
		<i>T. nylanderi</i>
		<i>T. parvulus</i>
		<i>T. rabaudi</i>
		<i>T. racovitzai</i>
		<i>T. recedens</i>
		<i>T. unifasciatus</i>
	<i>Tetramorium</i>	<i>T. caespitum</i>
		<i>T. forte</i>
		<i>T. semilaeve</i>
<i>FORMICINAE</i>	<i>Camponotus</i>	<i>C. cruentatus</i>
		<i>C. foreli</i>
		<i>C. lateralis</i>
		<i>C. piceus</i>
		<i>C. pilicornis</i>
		<i>C. sylvaticus</i>
		<i>C. truncatus</i>
	<i>Formica</i>	<i>F. decipiens</i> Bondroit, 1918
		<i>F. gagates</i>
		<i>F. gerardi</i>
		<i>F. rufibarbis</i>
		<i>F. subrufa</i>
	<i>Lasius</i>	<i>L. brunneus</i>
		<i>L. carniolicus</i> Mayr, 1861
		<i>L. cinereus</i>
		<i>L. emarginatus</i>
		<i>L. grandis</i>
		<i>L. lasioides</i>
		<i>L. mixtus</i> (Nylander, 1846)
		<i>L. myops</i>
		<i>L. neglectus</i>

<i>Plagiolepis</i>	<i>P. pygmaea</i>
	<i>P. xene</i>
<i>Polyergus</i>	<i>P. rufescens</i>

4.1.3 Inventario de las especies por transecto (agrupadas por comunidad vegetal).

Los datos anotados en las tablas de caza a vista indican presencia (1) o ausencia (0) mientras que los datos de trampas indican el número de individuos caídos en las trampas (abundancia). Se sumaron todas las especies encontradas en cada grupo de transectos según el nivel de asociación vegetal (Tabla 4.5).

Tabla 4.5 Riqueza de especies detectadas según distintas comunidades vegetales (asociación) y métodos de captura (caza a vista; trampas de caída). En la columna Total se contabilizan el número de especies distintas capturadas con ambos métodos.

Tipo de asociación vegetal	Caza	Trampas	Total
<i>Viburno-Quercetum</i> (Z1, 2, 3, 55)	24	15	29
<i>Buxo-Quercetum pubescentis</i> (Z4, 5, 6, 14, 15, 56, 63)	31	31	40
<i>Eryco-Thymelaeetum tinctoriae</i> (Z7, 11, 12, 57)	23	18	28
<i>Cisto-Sarothamnetum</i> con <i>Pinus halepensis</i> (Z8, 9, 10, 65, 33, 34, 38, 58)	33	29	41
<i>Erodio-Arenarietum</i> (Z18)	8	No existe	8
<i>Phlomido-Brachypodietum</i> (Z19, 20, 21, 66)	22	21	32
<i>Doronico-Fraxinetum</i> (Z22, 23, 60)	21	19	27
<i>Lithospermo-Ulmetum</i> (Z27, 28, 29, 64)	34	23	39
<i>Rosmarino-Lithospermetum</i> (Z30, 31, 32, 59, 35, 36, 37, 61)	30	28	39
<i>Amonodonto-Moehringietum</i> (Z47, 48, 62)	14	13	21
Cultivos abandonados (Z49)	12	11	18
Quemada (Z44, 45)	17	13	21
<i>Rubo-Coriarietum</i> (Z52, 53, 54, 68)	28	24	37

4.1.3.1 Encinar (*Viburno-Quercetum* subas. *viburnetosum*)

De esta comunidad vegetal se realizaron cuatro réplicas. Las especies fueron encontradas debajo de las piedras, debajo de tocones de encina caídos en el suelo, debajo del musgo y en el interior de ramitas sobre algunas encinas. Se obtuvieron un total de 29 especies distintas, 24 con el método de caza a vista y 15 con el método de trampas de caída (Figura 4.2) (Tabla 4.6).



Figura 4.2 *Viburno-Quercetum* subas. *viburnetosum*. Interior del encinar (arriba) y vista general (abajo).

Tabla 4.6 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Viburno-Quercetum* subass. *viburnetosum*)

	Caza a vista (n= 24)				Trampas (n= 15)			
	Z1	Z2	Z3	Z55	Z1	Z2	Z3	Z55
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	1	1	1	0	9	8	46
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	1	1	1	1	2	3	0	15
<i>Formica gagates</i>	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Formica gerardi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius brunneus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Lasius myops</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	1	0	0	5	0	0
<i>Myrmica spinosior</i>	1	0	1	1	13	1	0	5
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole pallidula</i>	1	0	0	0	78	9	0	26
<i>Polyergus rufescens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Stenamamma striatulum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Temnothorax affinis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax krausseii</i>	1	1	1	1	0	0	0	3
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	1	0	0	1	9	2	0	38
<i>Temnothorax nylanderii</i>	1	1	0	1	0	0	0	12
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Tetramorium forte</i>	0	0	0	0	0	13	0	0
Nº especies	9	9	10	14	5	9	1	11
Nº individuos					104	47	8	153

4.1.3.2 Encinar con pino albar y pino negral (*Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *hylocomio-pinetosum sylvestris*)

Se agruparon las réplicas de las comunidades vegetales V2 (pino albar, encina y pino negral) y V5 (pino albar y encina) ya que pertenecen a la misma subasociación, por lo que de esta asociación vegetal resultaron un total de 7 réplicas. Se han capturado un total de 40 especies (Tabla 4.7) Las especies con más individuos caídos en las trampas son *C. scutellaris* (125), *M. spinosior* (57), *P. pallidula* (51) y *M. specioides* (45) (Figura 4.3) (Tabla 4.7).



Figura 4.3 *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *hylocomio-pinetosum sylvestris*

Tabla 4.7 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *hylocomio-pinetosum sylvestris*)

	Caza (n= 31)							Trampas (n= 31)						
	Z4	Z5	Z6	Z14	Z15	Z56	Z63	Z4	Z5	Z6	Z14	Z15	Z56	Z63
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	1	2	0	8
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0	0	1	0	1	0	0	13	2	0	0	2	0	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus pilicornis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	1	1	1	1	1	1	1	8	16	96	0	0	1	4
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0
<i>Formica gagates</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Lasius brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Lasius cinereus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	7	0	4	0	0	0
<i>Lasius emarginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Lasius grandis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius myops</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	4	0	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	1	0	0	0	0	0	0	15	13	6	1	2	6	2
<i>Myrmica spinosior</i>	1	1	0	0	1	1	0	9	23	0	2	0	8	15
<i>Pheidole pallidula</i>	1	0	0	1	1	0	0	18	0	2	14	4	0	13
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Plagiolepis xene</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Polyergus rufescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4	3	0	1
<i>Stenammas debile</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax gredosi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Temnothorax kraussei</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	1	0	0	1	1	0	0	4	1	0	2	0	0	4
<i>Temnothorax nylanderii</i>	1	0	1	0	0	0	1	1	39	3	0	0	1	9
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	6
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	1	1	1	1	1	0	1	0	3	1	0	0	1	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0
<i>Tetramorium forte</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Tetramorium semilaeve</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nº especies	13	7	9	14	15	4	8	15	14	8	10	9	8	13
Nº individuos								79	114	111	36	18	31	77

4.1.3.3. Encinar con pino carrasco y matorral de romero y brezo (*Erico-Thymelaeetum tinctoriae* subas. *ulicetosum* con *Pinus halepensis*)

De esta comunidad vegetal se estudiaron cuatro transectos. Se capturaron un total de 28 especies, 23 con el método de caza a vista y 18 con el método de trampas de caída. Las dos especies con mayor abundancia por réplica en el método de trampas fueron *Myrmica spinosior* (91) y *Pheidole pallidula* (82) (Tabla 4.8).

Tabla 4.8 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Erico-Thymelaeetum tinctoriae* subas. *ulicetosum* con *Pinus halepensis*)

	Caza (n= 23)				Trampas (n= 18)			
	Z7	Z11	Z12	Z57	Z7	Z11	Z12	Z57
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	0	0	0	1	0	1	2	3
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	1	1	1	0	20	5	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	1	1	0	0	3	0	1
<i>Camponotus pilicornis</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus sylvaticus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	1	1	1	6	14	0	1
<i>Crematogaster sordidula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Formica gagates</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Lasius cinereus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	1	0	6	3	3	23
<i>Myrmica spinosior</i>	0	1	0	1	14	52	3	91
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	0	1	37	82	13	45
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0	1	0	1	1	6	0	13
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	1	1	2	4
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Temnothorax affinis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax krausseii</i>	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	1	0	1	3	22	0	12
<i>Temnothorax nylanderii</i>	0	1	0	0	0	16	0	0
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	2	4	0	0
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	1	0	0	0	2	0	0
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0
Nº especies	4	19	7	11	9	16	6	10
Nº individuos					71	229	28	195

4.1.3.4 Encinar con pino carrasco y matorral de jara y brezo (*Cisto-Sarothamnetum catalaunici*) De esta asociación se estudiaron 8 transectos. Se encontraron un total de 44 especies, 33 con el método de caza a vista y 29 con el método de trampas de caída. La especie con mayor número de individuos caídos en las trampas fue *Pheidole pallidula* (271) seguida de *Myrmica spinosior* (50). En la réplica Z9 se capturó el único ejemplar de *Lasius flavus* encontrado en el parque (Figura 4.4) (Tabla 4.9).



Figura 4.4 *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*

Tabla 4.9 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*)

	Caza (n= 33)								Trampas (n= 29)							
	Z8	Z9	Z10	Z65	Z33	Z34	Z38	Z58	Z8	Z9	Z10	Z65	Z33	Z34	Z38	Z58
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	4	3	0	1	12
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	11	1	4	0	0	0	4	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Camponotus foreli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	4	9	2	0	21	5
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Formica gagates</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	5	0	0	1	0	4	2
<i>Formica rufibarbis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Formica subrufa</i>	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	11	1	0	1
<i>Lasius brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lasius cinereus</i>	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	4	0	32	0
<i>Lasius flavus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius grandis</i>	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius myops</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Messor barbarus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	1	0	0	0	3	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	9	36	0	0	17	5
<i>Myrmica spinosior</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	4	0	2	28	0	0	50	13
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	16	9	26	54	271	101	15	51
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	2	18	4	7	3
<i>Plagiolepis xene</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Solenopsis sp.</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	3	1	1	4	18	4	4	1
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Temnothorax angustulus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax gredosi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Temnothorax kraussei</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	0	1	18	0
<i>Temnothorax niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	3
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	3	3	0	1	0
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	4	13	18	0	8	0
<i>Tetramorium semilaeve</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
Nº especies	10	21	12	10	10	8	8	17	11	7	11	18	14	6	20	14
Nº individuos									44	20	55	175	398	113	196	104

4.1.3.5 Prados de crestas y rellanos ventosos (*Erodio-Arenarietum*)

De esta asociación sólo se hizo una réplica en el Montcau. Se trata de una zona formada por conglomerados en los que no fue posible clavar las trampas de caída, por lo que sólo se aplicó el tipo de muestreo de caza a vista. Se encontraron sólo 8 especies. Una de ellas, *Crematogaster auberti*, aparece únicamente en dos ocasiones en todo el parque (Tabla 4.10) (Figura 4.5).

Tabla 4.10 Riqueza de especies detectadas según métodos de captura caza a vista en el transecto de la asociación

Caza (n= 8)	Z18
<i>Crematogaster auberti</i>	1
<i>Messor bouvieri</i>	1
<i>Messor capitatus</i>	1
<i>Pheidole pallidula</i>	1
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1
<i>Temnothorax niger</i>	1
<i>Tetramorium caespitum</i>	1
	8



Figura 4.5 *Erodio-Arenarietum*

4.1.3.6 Mosaico de cantiles poco elevados (*Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polyodietum*)

Estas comunidades vegetales presentaban pequeñas manchas de tres asociaciones vegetales distintas (*Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polyodietum*) en cada transecto (Figura 4.6). Se estudiaron cuatro transectos, tres en 2006 y una en 2007. Se encontraron un total de 32 especies, 22 con el método de caza a vista y 21 con el método de trampas de caída (Tabla 4.11). *Pheidole pallidula* es la especie con más individuos capturados en un transecto (173), seguida de *Tapinoma nigerrimum* (65) y *Solenopsis* (56), posiblemente debido a un efecto de reclutamiento (Tabla 4.11).



Figura 4.6 *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* con un visitante (*Vulpes vulpes*).

Tabla 4.11 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de las asociaciones *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polyodietum*)

	Caza (n=22)				Trampas (n= 21)			
	Z19	Z20	Z21	Z66	Z19	Z20	Z21	Z66
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	0	0	1	0	5	0	4	0
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	0	1	0	0	16	0	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	1	0	0	0	5	0	0
<i>Crematogaster sordidula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Formica subrufa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Messor barbarus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Messor bouvieri</i>	1	0	1	0	0	0	0	5
<i>Messor capitatus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Myrmica spinosior</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	0	58	60	61	173
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	1	0	0	0	0	10	5
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	2	0	56	12
<i>Tapinoma madeirense</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	0	0	0	1	1	0	65
<i>Temnothorax kraussei</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	0	0	0	0	43	1	0
<i>Temnothorax niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0	0	0	0	0	3	1	0
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	0	0	0	0	15	1	1
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	0	10	2	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	1	0	0	1	2	1	0	0
<i>Tetramorium semilaeve</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
Nº especies	10	8	8	5	6	12	11	8
Nº individuos					69	159	140	265

4.1.3.7 Mosaico de cantiles montanos (*Anomodonto-Moehringietum* y *Saxifragetum catalaunicae*) En estas comunidades vegetales se encontraron manchas de dos asociaciones vegetales en cada transecto. Se estudiaron tres transectos en los que se encontraron un total de 21 especies, 14 con el método de caza a vista y 13 con el método de trampas de caída. La especie más abundante por transecto capturada con el método de trampas de caída fue *Pheidole pallidula* con 417 ejemplares determinados en el transecto Z62 (Tabla 4.12) (Figura 4.7).

Tabla 4.12 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Anomodonto-Moehringietum* y *Saxifragetum catalaunicae*)

	Caza (n= 14)			Trampas (n= 13)		
	Z47	Z48	Z62	Z47	Z48	Z62
	<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	0	1	1	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus foreli</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	0	0	0	0	0	4
<i>Formica subrufa</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Lasius cinereus</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Messor barbarus</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Messor bouvieri</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Messor capitatus</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	17	69	417
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0	1	0	0	1	12
<i>Solenopsis</i> sp.	0	0	0	1	1	3
<i>Tapinoma madeirense</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	0	1	0	0	10
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Tetramorium forte</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Tetramorium semilaeve</i>	0	0	0	0	0	12
Nº especies	9	5	6	5	4	10
Nº individuos				24	72	462

4.1.3.8 Robledal (*Doronic-Fraxinetum*)

Se estudiaron tres transectos de éste tipo de asociación. Se capturaron un total de 27 especies con ambos métodos, 21 con el método de caza a vista y 19 con el método de trampas de caída. Las especies con mayor abundancia por transecto en el método de trampas de caída fueron *Aphaenogaster subterranea* (66) y *Pheidole pallidula* (43) (Tabla 4.13).

Tabla 4.13 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Doronic-Fraxinetum*)

	Caza (n= 21)			Trampas (n= 19)		
	Z22	Z23	Z60	Z22	Z23	Z60
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	0	0	1	0	1	3
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0	0	1	0	1	66
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Camponotus truncatus</i>	1	0	0	2	0	0
<i>Crematogaster auberti</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	1	1	5	0	20
<i>Formica gagates</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Formica subrufa</i>	1	0	1	1	0	0
<i>Lasius brunneus</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Lasius emarginatus</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Lasius grandis</i>	0	0	0	17	0	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Lasius myops</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	1	0	0	1	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	0	0	5	14
<i>Myrmica spinosior</i>	0	1	0	20	5	5
<i>Pheidole pallidula</i>	0	0	1	0	1	43
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	3	0	1
<i>Stenammas debile</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Temnothorax affinis</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax krausseii</i>	1	1	1	0	0	2
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	0	1	0	0	7
<i>Temnothorax nylanderii</i>	1	1	0	0	0	2
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	0	1
Nº especies	8	8	14	8	6	13
Nº individuos				50	16	166

4.1.3.9 Mosaico de comunidades de ribera (*Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*)

De esta asociación se estudiaron cuatro transectos (Figura 4.8). Se encontraron un total de 39 especies, 34 con el método de caza a vista y 23 con el método de trampas de caída. Las especies más abundantes en trampas de caída por transecto fueron *Tapinoma nigerrimum* (91), *Lasius grandis* (88), *Myrmica spinosior* (33) y *Pheidole pallidula* (33). *Lasius neglectus* fue capturada exclusivamente en la Z64, en una zona muy humanizada con una construcción para hacer picnic y encender fuego, al lado del río Ripoll (Tabla 4.14).



Figura 4.7 *Anomodonto-Moehringietum* y *Saxifragetum catalaunicae*



Figura 4.8 *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*

Tabla 4.14 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de las asociaciones *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*)

	Caza (n= 34)				Trampas (n= 23)			
	Z27	Z28	Z29	Z64	Z27	Z28	Z29	Z64
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0	1	0	0	5	0	12	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Camponotus foreli</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	1	1	1	0	7	5	2	0
<i>Crematogaster sordidula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Formica decipiens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Formica gagates</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Formica rufibarbis</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lasius cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasius emarginatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius grandis</i>	1	0	1	1	8	0	0	88
<i>Lasius neglectus</i>	0	0	0	1	0	0	0	9
<i>Lasius niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Messor bouvieri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Myrmica specioides</i>	1	1	1	0	33	0	28	1
<i>Myrmica spinosior</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	1	33	1	8	19
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0	0	1	0	0	1	1	1
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	12	0	2	0
<i>Tapinoma madeirense</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0	0	1	1	0	0	0	91
<i>Temnothorax affinis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax kraussei</i>	0	1	1	0	2	0	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	1	1	0	5	1	0	0
<i>Temnothorax nylanderii</i>	0	1	0	0	1	4	0	0
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	0	1	1	1	0	0	4
<i>Tetramorium forte</i>	0	0	1	1	0	0	2	3
<i>Tetramorium semilaeve</i>	1	0	0	0	0	0	0	2
Nº especies	8	14	18	13	11	6	11	11
Nº individuos					108	15	59	223

4.1.3.10 Matorral de romero y brezo (*Rosmarino-Lithospermetum*)

De esta asociación se estudiaron 8 transectos. Se capturaron un total de 38 especies, 30 con el método de trampas de caída y 28 con el método de caza a vista. Las especies más abundantes por transecto en el método de trampas de caída fueron *Pheidole pallidula* (161) y *Tapinoma nigerrimum* (79) (Tabla 4.15) (Figura 4.9) .



Figura 4.9 *Rosmarino-Lithospermetum*

Tabla 4.15 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Rosmarino-Lithospermetum*)

	Caza (n= 30)								Trampas (n= 28)							
	Z30	Z31	Z32	Z59	Z35	Z36	Z37	Z61	Z30	Z31	Z32	Z59	Z35	Z36	Z37	Z61
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	1	0	0	1	1	0	0	5	1	3	6	16	3	0	0
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	6
<i>Camponotus cruentatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Camponotus truncatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	7
<i>Crematogaster sordidula</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Formica subrufa</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius cinereus</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius emarginatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius grandis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius lasioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius mixtus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasius myops</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Messor barbarus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Messor bouvieri</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Messor capitatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Myrmecina graminicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
<i>Myrmica spinosior</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	24
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	8	1	150	161	14	45	10	70
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	4	0	0	0	1	2
<i>Plagiolepis xene</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp.</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3	3	4	3	3	0
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	0	2	42	79	0	0	0	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	5	8
<i>Temnothorax niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	9	0	0	0	0	0
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tetramorium forte</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0
Nº especies	10	9	9	6	12	14	8	11	2	6	11	8	5	4	9	12
Nº individuos									13	12	219	293	36	52	30	217

4.1.3.11 Lecho de rieras y torrentes (*Rubo-Coriarietum*).

De esta asociación se estudiaron cuatro transectos en los que se encontraron un total de 37 especies, 28 con el método de caza a vista y 24 con el método de trampas de caída (Figura 4.10).

La especie más abundante por transecto capturada con el método de trampas de caída fue *Pheidole pallidula* con 289 ejemplares determinados en el transecto Z54 (Tabla 4.16). En el transecto Z68 se encontró un macho de *Leptanilla* sp. (Figura 4.11). Posiblemente se trate de *Leptanilla revelierii*, única especie de este género encontrada en la comarca del Vallés Occidental (Herraiz & Espadaler, en prensa) (Anexo 4, Figura 7).



Figura 4.10 *Rubo-Coriarietum*



Figura 4.11 *Leptanilla* sp (macho).

Tabla 4.16 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas de la asociación *Rubo-Coriarietum*)

	Caza (n= 28)				Trampas (n= 24)			
	Z52	Z53	Z54	Z68	Z52	Z53	Z54	Z68
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Camponotus cruentatus</i>	1	1	1	1	1	1	7	0
<i>Camponotus lateralis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Crematogaster scutellaris</i>	0	1	1	1	0	0	1	4
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Formica gerardi</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Formica rufibarbis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Formica subrufa</i>	1	1	0	0	6	0	5	0
<i>Lasius carniolicus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius cinereus</i>	1	1	1	0	10	0	4	0
<i>Lasius emarginatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Lasius grandis</i>	1	0	0	1	1	0	1	4
<i>Lasius mixtus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasius myops</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Leptanilla sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Messor capitatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmica specioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	49
<i>Myrmica spinosior</i>	0	0	0	0	0	0	0	33
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	1	1	254	215	289	110
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	1	0	1	4	0	11	1
<i>Plagiolepis xene</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Polyergus rufescens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	1	1	0	1	6	14	1
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	1	0	0	0	0	0	2	4
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Temnothorax rabaudi</i>	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Temnothorax recedens</i>	0	0	0	0	0	0	2	3
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	32
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	1	0	1	0	0	4	121
<i>Tetramorium semilaeve</i>	1	0	0	0	4	6	11	28
Nº especies	13	13	8	15	8	5	14	20
Nº individuos					281	229	355	403

4.1.3.12 Cultivos abandonados

De estas comunidades vegetales se hizo una sola réplica (Figura 4.12) ya que no se encontraban suficientes zonas para realizar réplicas al haber sido sustituidos los campos de cultivo por bosques de encinas y pinos. Posteriormente sólo se utilizaron los datos de riqueza para el inventario final del parque, y no se utilizó para los cálculos estadísticos. Se han encontrado un total de 18 especies, 12 con el método caza a vista y 11 con el método de trampas de caída. En esta zona, al lado de una charca de riego (Figura 4.13), aparece el único ejemplar de *Ponera testacea* capturado en este estudio (Tabla 4.17).

Tabla 4.17 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, en el transecto del tipo de vegetación llamado “cultivos abandonados”)

	Caza (n=12)	Trampas (n= 11)
	Z49	Z49
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	3
<i>Crematogaster sordidula</i>	1	0
<i>Formica rufibarbis</i>	1	1
<i>Lasius grandis</i>	1	0
<i>Lasius myops</i>	1	0
<i>Messor capitatus</i>	1	0
<i>Myrmica specioides</i>	1	11
<i>Myrmica spinosior</i>	1	35
<i>Pheidole pallidula</i>	0	1
<i>Ponera testacea</i>	0	1
<i>Solenopsis sp.</i>	0	3
<i>Tapinoma madeirense</i>	0	3
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	0
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	1	0
<i>Temnothorax niger</i>	1	0
<i>Temnothorax nylanderii</i>	0	1
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	10
<i>Tetramorium forte</i>	1	7
Nº especies	12	11
Nº individuos		76

4.1.3.13 Zona quemada 2003 (Figura 4.14)

Se muestreó esta zona para tener un inventario lo más completo de las especies del parque, pero los datos de éstas zonas degradadas por el fuego no se utilizaron en los análisis estadísticos. Se muestrearon dos transectos en los que se capturaron un total de 21 especies, 17 con el método de caza a vista y 13 con el método de trampas de caída (Tabla 4.18).

Tabla 4.18 Riqueza de especies detectadas según distintos métodos de captura, separadas por transectos (réplicas del tipo de vegetación llamada “zona quemada”)

	Caza (n= 17)		Trampas (n= 13)	
	Z44	Z45	Z44	Z45
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	1	8	10
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	1	0	0	0
<i>Camponotus cruentatus</i>	0	1	0	0
<i>Camponotus piceus</i>	0	1	0	0
<i>Camponotus pilicornis</i>	1	1	0	1
<i>Camponotus sylvaticus</i>	0	1	0	1
<i>Formica subrufa</i>	1	1	0	0
<i>Lasius cinereus</i>	0	0	1	0
<i>Messor bouvieri</i>	1	0	0	0
<i>Messor capitatus</i>	1	1	3	0
<i>Pheidole pallidula</i>	1	1	67	44
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	1	1	1	1
<i>Plagiolepis xene</i>	0	0	1	0
<i>Solenopsis sp.</i>	0	0	3	0
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	1	1	0	1
<i>Temnothorax niger</i>	0	1	0	0
<i>Temnothorax parvulus</i>	0	0	1	0
<i>Temnothorax racovitzai</i>	0	1	0	0
<i>Temnothorax unifasciatus</i>	0	1	0	0
<i>Tetramorium caespitum</i>	0	1	3	1
<i>Tetramorium forte</i>	0	1	3	1
Nº especies	9	15	10	8
Nº individuos			91	60



Figura 4.12 Cultivo abandonado



Figura 4.13 Balsa de riego



Figura 4.14 Zona quemada

4.1.4 Inventario de las especies del Parc Natural.

En el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, se han capturado hormigas pertenecientes a 5 subfamilias, 21 géneros y 65 especies (61 especies en el muestreo específico de esta tesis, 2 especies nuevas en el proyecto “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac” (Espadaler & Herraiz, 2008) y 2 especies nuevas por los datos de un estudio de invertebrados epiedáficos de una zona del parque durante el año 2006 (Dr. X. Santos, inédito) (Tabla 4.19), lo que representa el 41,67 % de las especies conocidas para Catalunya (156) y el 25,69 % de las 253 especies conocidas para la península ibérica. Se han observado diversas colonias de *Linepithema humile* en las cercanías del parque, en la localidad de Sabadell. Ésta última especie no se ha encontrado en ninguna réplica estudiada en el interior del parque.

Tabla 4.19. Inventario de especies detectadas en el parque en diferentes estudios.* especies capturadas en el estudio del proyecto “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac” (Espadaler & Herraiz, 2008). ** Especies capturadas en el estudio de 2006 por Dr. Santos.

SUBFAMILIA	GENERO	ESPECIE
<i>DOLICHODERINAE</i>	<i>Dolichoderus</i>	<i>D. quadripunctatus</i>
	<i>Tapinoma</i>	<i>T. nigerrimum</i>
		<i>T. madeirense</i>
<i>MYRMICINAE</i>	<i>Aphaenogaster</i>	<i>A. gibbosa</i>
		<i>A. senilis</i> ** Mayr, 1853
		<i>A. subterranea</i>
	<i>Chalepoxenus</i>	<i>Ch. kutteri</i> * Cagniant, 1973
	<i>Crematogaster</i>	<i>C. auberti</i>
		<i>C. scutellaris</i>
		<i>C. sordidula</i>
		<i>Messor</i>
	<i>Messor</i>	<i>M. barbarus</i>
		<i>M. bouvieri</i>
		<i>M. capitatus</i>
<i>Myrmecina</i>	<i>M. graminicola</i>	
<i>Myrmica</i>	<i>M. spinosior</i>	
	<i>M. specioides</i>	
<i>Pheidole</i>	<i>P. pallidula</i>	

	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp.
	<i>Stenamma</i>	<i>S. debile</i> <i>S. striatulum</i>
	<i>Strongylognathus</i>	<i>S. testaceus*</i> (Schenck, 1852)
	<i>Temnothorax</i>	<i>T. affinis</i> <i>T. angustulus</i> <i>T. gredosi</i> <i>T. kraussei</i> <i>T. lichtensteini</i> <i>T. niger</i> <i>T. nylanderi</i> <i>T. parvulus</i> <i>T. rabaudi</i> <i>T. racovitzai</i> <i>T. recedens</i> <i>T. unifasciatus</i>
	<i>Tetramorium</i>	<i>T. caespitum</i> <i>T. forte</i> <i>T. semilaeve</i>
<i>FORMICINAE</i>	<i>Camponotus</i>	<i>C. cruentatus</i> <i>C. foreli</i> <i>C. lateralis</i> <i>C. piceus</i> <i>C. pilicornis</i> <i>C. sylvaticus</i> <i>C. truncatus</i>
	<i>Formica</i>	<i>F. decipiens</i> <i>F. gagates</i> <i>F. gerardi</i> <i>F. rufibarbis</i> <i>F. subrufa</i>
	<i>Lasius</i>	<i>L. brunneus</i> <i>L. carniolicus</i>

		<i>L. cinereus</i>
		<i>L. emarginatus</i>
		<i>L. flavus</i>
		<i>L. grandis</i>
		<i>L. lasioides</i>
		<i>L. mixtus</i>
		<i>L. myops</i>
		<i>L. neglectus</i>
		<i>L. niger</i>
		<i>L. umbratus</i> ** (Nylander, 1846)
	<i>Plagiolepis</i>	<i>P. pygmaea</i>
		<i>P. xene</i>
	<i>Polyergus</i>	<i>P. rufescens</i>
<i>PONERINAE</i>	<i>Ponera</i>	<i>P. testacea</i>
<i>LEPTANILLINAE</i>	<i>Leptanilla</i>	<i>Leptanilla revelierii</i>

4.1.5 Índices de diversidad. (Diversidad α).

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef para cada uno de los transectos del parque (Tabla 4.20) y se obtuvo la media de los índices de diversidad de cada una de las comunidades vegetales agrupando los transectos a nivel de asociación, alianza y clase (Tabla 4.21).

Tabla 4.20. Índices de diversidad de los diferentes transectos.

Rélicas	Shannon-Wiener	Simpson	Margalef
Z1	0.8394	1.717	0.8613
Z2	1.91	6.359	2.078
Z3	0	1	0
Z4	2.184	7.515	3.204
Z5	1.955	5.271	2.745
Z6	0.623	1.333	1.486
Z7	1.492	3.142	1.877
Z8	1.869	5.032	2.643
Z9	1.535	4.043	2.003
Z10	1.755	3.898	2.495
Z11	1.939	4.919	2.761
Z12	1.519	3.938	1.501
Z14	1.927	5.526	2.511
Z15	2.091	11.77	2.768
Z19	0.6642	1.409	1.181
Z20	1.735	4.245	2.17
Z21	1.316	2.843	2.024
Z22	1.496	3.603	1.789
Z23	1.561	5.217	1.803
Z27	1.827	4.847	2.136
Z28	1.582	5.526	1.846
Z29	1.638	3.602	2.452
Z30	0.6663	2.053	0.3899
Z31	1.792	8.25	2.415
Z32	1.073	1.975	1.856

Z33	1.205	1.925	2.188
Z34	0.492	1.25	1.058
Z35	1.171	2.903	1.116
Z36	0.5303	1.331	0.7593
Z37	1.802	5.506	2.352
Z38	2.371	7.953	3.6
Z44	1.087	1.819	1.995
Z45	0.9355	1.786	1.71
Z47	0.9401	1.944	1.259
Z48	0.219	1.09	0.7015
Z49	1.734	3.931	2.309
Z52	0.4734	1.222	1.241
Z53	0.2975	1.133	0.7361
Z54	0.8971	1.501	2.214
Z55	1.848	5.163	1.988
Z56	1.589	4.266	2.038
Z57	1.543	3.444	1.707
Z58	1.811	3.686	2.799
Z59	1.154	2.552	1.232
Z60	1.721	4.07	2.347
Z61	1.543	3.418	2.045
Z62	0.4921	1.225	1.467
Z63	2.267	9.059	2.763
Z64	1.389	3.039	1.849
Z65	2.114	5.831	3.292
Z66	1.006	2.052	1.255
Z68	1.947	5.131	3.166

Tabla 4.21 Índices de diversidad por asociaciones vegetales (media \pm d.e)

asociación	Shannon-Wiener	Simpson	Margalef
<i>Viburno-Quercetum subass.viburnetosum</i>	1,149 \pm 0,909	3,559 \pm 2,604	1,231 \pm 0,990
<i>Buxo-Quercetum pubescentis</i>			
<i>subass.hylocomio-pinetosum sylvestris</i>	1,805 \pm 0,565	6,391 \pm 3,401	2,502 \pm 0,568
<i>Erico-Thymelaeetum tinctoriae</i>	1,623 \pm 0,211	3,860 \pm 0,778	1,961 \pm 0,554
<i>Cisto-Sarothamnetum catalaunici</i>	1,644 \pm 0,582	4,202 \pm 2,127	2,509 \pm 0,790
<i>Rosmarino-Lithospermetum</i>	1,216 \pm 0,475	3,498 \pm 2,298	1,520 \pm 0,754
<i>Phlomido-Brachypodietum</i>	1,180 \pm 0,455	2,637 \pm 1,22	1,657 \pm 0,511
<i>Doronico-Fraxinetum</i>	1,592 \pm 0,115	4,296 \pm 0,830	1,979 \pm 0,318
<i>Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum</i>	1,609 \pm 0,180	4,253 \pm 1,135	2,070 \pm 0,288
<i>Anomodonto-Moehringietum</i>	0,550 \pm 0,364	1,419 \pm 0,459	1,142 \pm 0,395
<i>Rubo-Coriarietum</i>	0,903 \pm 0,739	2,246 \pm 1,929	1,839 \pm 1,076
alianza			
<i>Quercion-ilicis</i>	1,149 \pm 0,909	3,559 \pm 2,604	1,231 \pm 0,990
<i>Quercion-Pubescenti-petraeae</i>	1,805 \pm 0,565	6,391 \pm 3,401	2,502 \pm 0,568
<i>Rosmarino-Ericion</i>	1,216 \pm 0,475	3,498 \pm 2,298	1,520 \pm 0,754
<i>Cistion-mediomediterraneum</i>	1,644 \pm 0,582	4,202 \pm 2,127	2,509 \pm 0,790
<i>Fraxino-Carpinion</i>	1,592 \pm 0,115	4,296 \pm 0,830	1,979 \pm 0,318
<i>Thero-Brachypodium</i>	1,180 \pm 0,455	2,637 \pm 1,221	1,657 \pm 0,511
<i>Populion albae y Alno-padion</i>	1,609 \pm 0,180	4,253 \pm 1,135	2,070 \pm 0,288
<i>Saxifragion mediae</i>	0,550 \pm 0,364	1,419 \pm 0,459	1,142 \pm 0,395
<i>Pruno-Rubion</i>	0,903 \pm 0,739	2,246 \pm 1,929	1,839 \pm 1,076
clase			
<i>Quercetea ilicis</i>	1,149 \pm 0,909	3,559 \pm 2,604	1,231 \pm 0,990
<i>Querco-Fagetea</i>	1,525 \pm 0,585	4,646 \pm 2,777	2,171 \pm 0,651
<i>Ononido-Rosmarinetea</i>	1,352 \pm 0,442	3,619 \pm 1,886	1,667 \pm 0,702
<i>Cisto-Lavanduletea</i>	1,644 \pm 0,582	4,202 \pm 2,127	2,509 \pm 0,790
<i>Thero-Brachypodietea</i>	1,180 \pm 0,455	2,637 \pm 1,221	1,657 \pm 0,511
<i>Asplenetea-Rupestria</i>	0,550 \pm 0,364	1,419 \pm 0,459	1,142 \pm 0,395

4.2 Análisis estadísticos

4.2.1 Consistencia del muestreo entre años

4.2.1.1 Estudio de abundancia (número de individuos):

Método trampas

Tanto si se toma como unidad de análisis el transecto ($F_{1,47} = 11.223$; $P = 0.002$) como si se toma como unidad de análisis la trampa ($F_{1,47} = 11.680$; $P = 0.001$) aparecen diferencias significativas en el número de individuos capturados en los dos años (Figura 4.15). Se capturaron más individuos por transecto y por trampa en 2007 que en 2006 (Tabla 4.22).

Tabla 4.22 media \pm d.e. del número de individuos capturados por trampas de caída.

	2006	2007
Nº ind./transecto	99.78 ± 97.28	212.69 ± 122.06
Nº ind./trampa	5 ± 4.84	10.75 ± 4.21

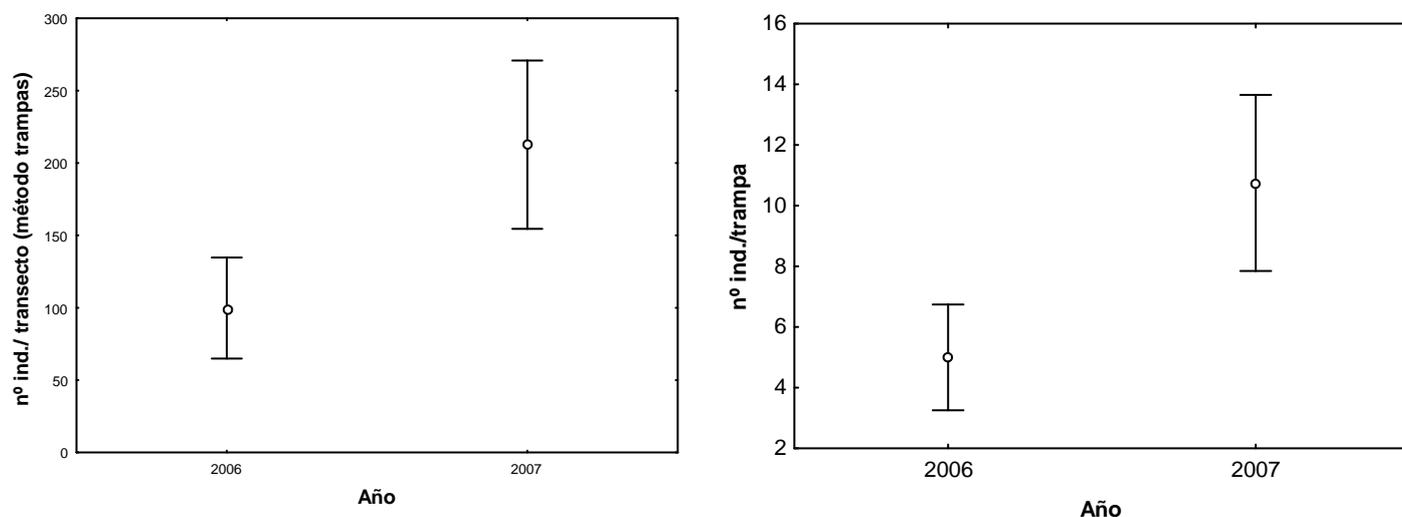


Figura 4.15 Número de individuos por transecto (izquierda) y por trampa (derecha) en el método trampas de caída según el año de muestreo (media; intervalo de confianza 95%).

4.2.1.2 Estudio de riqueza (número de especies)

Método trampas

Tanto si se toma como unidad de análisis el transecto ($F_{1,47} = 6.131$; $P = 0.017$) como si se toma como unidad de análisis la trampa ($F_{1,47} = 6.706$; $P = 0.013$) (Figura 4.16) se detectan diferencias significativas entre el número de especies capturadas en 2006 y en 2007 (Tabla 4.23).

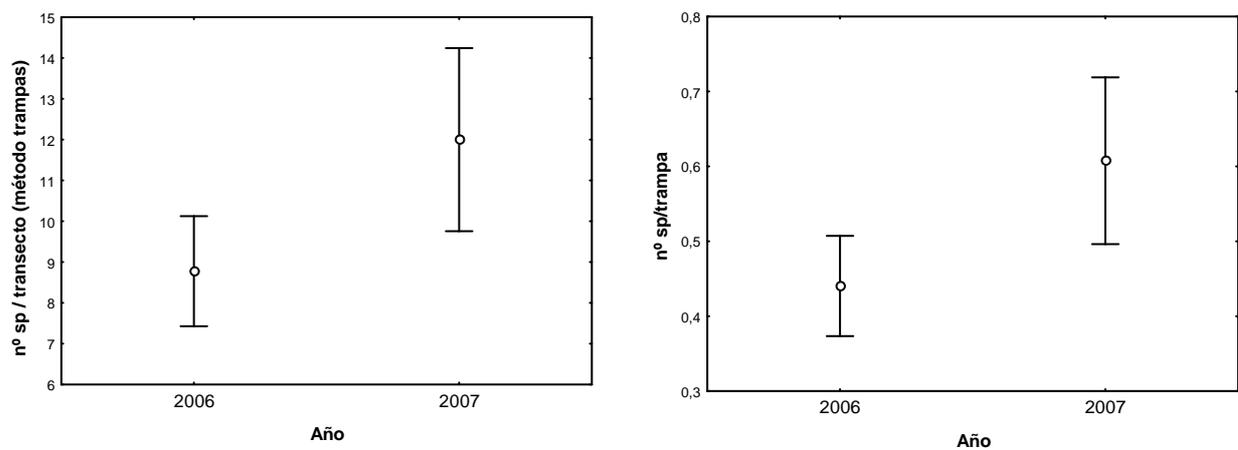


Figura 4.16 Especies por transecto (izquierda) y trampa de caída (derecha) según el año (media; intervalo de confianza 95%).

Método caza a vista.

El nº de especies censadas en los muestreos a vista no difiere según los años ($F_{1,47} = 0.017$; $P = 0.896$) (Figura 4.17 izquierda) (Tabla 4.23) y si se consideran ambos métodos conjuntamente (trampas + caza a vista) tampoco se detectan diferencias significativas ($F_{1,47} = 3.120$; $P = 0.084$) (Figura 4.17 derecha) (Tabla 4.23).

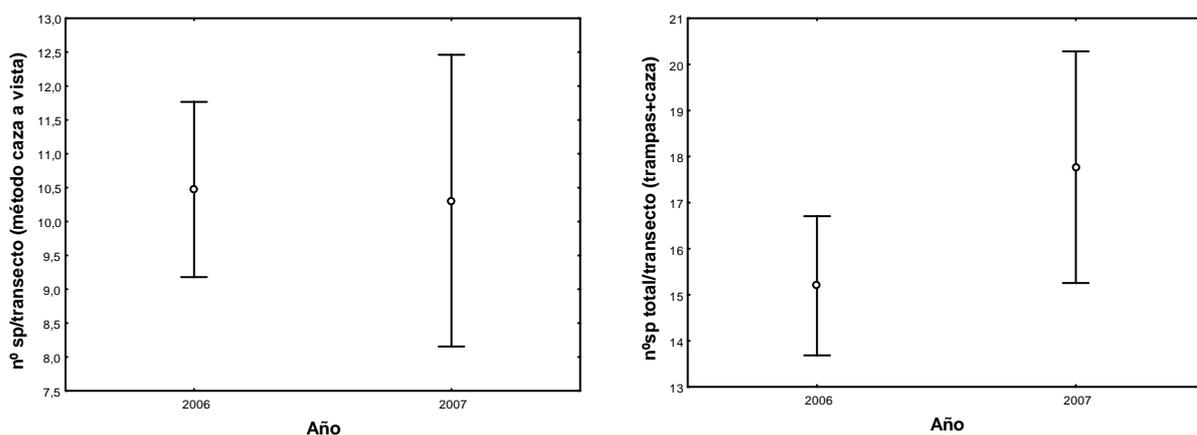


Figura 4.17 Especies por transecto (izquierda) y nº total de especies considerando ambos métodos conjuntamente (derecha) (media; intervalo de confianza 95%).

Tabla 4.23 número de especies capturadas según distintos métodos de muestreo.(Media \pm d.e.).

	2006	2007
Caza a vista (nº sp/transecto)	10.47 \pm 3.73	10.31 \pm 4.21
Trampas de caída (nº sp/transecto)	8.7 \pm 4.1	12 \pm 3.7
Trampas de caída (nº sp/trampa)	0.44 \pm 0.2	0.61 \pm 0.19
Ambos métodos a la vez (nº sp/transecto)	15.19 \pm 4.18	17.77 \pm 5.34

4.2.2 Comparativa de la efectividad de los dos métodos de muestreo

Al estudiar la efectividad del método de trampas de caída respecto del método de caza a vista, se observó que la riqueza (número de especies/transecto) no aparece como distinta (Figura 4.18) según el método que se haya usado (t de datos apareados; $t = -1.077$; $P = 0.287$)

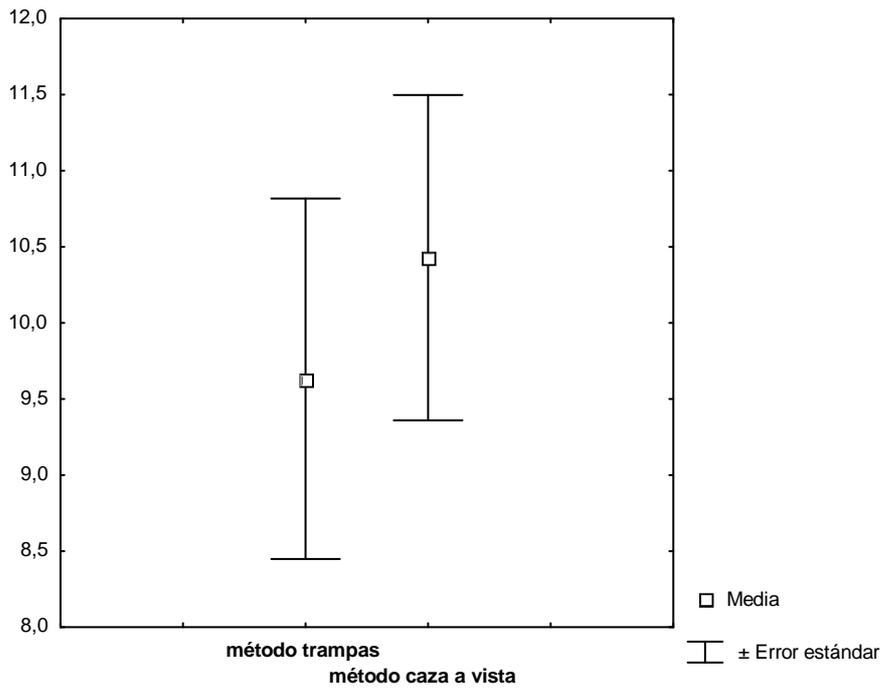


Figura 4.18 número de especies por transecto según dos métodos de muestreo. (Media \pm error estándar)

4.2.3 Relación entre n° de especies por transecto capturadas con ambos métodos.

En general se obtuvo un mayor número de especies por el método caza a vista (en 27 zonas de las 48), en dos casos se obtuvo el mismo número de especies y en menos de la mitad (20 casos de 48) se obtuvieron más especies en trampas que con el método de caza a vista (Figura 4.19). Para ver si había relación entre el número de especies capturadas con trampas y con caza a vista, se realizó un análisis de regresión tomando como unidad de análisis el transecto. No se detecta relación significativa entre ambas variables ($r^2 = 0.031$; $P = 0.222$) (Figura 4.20).

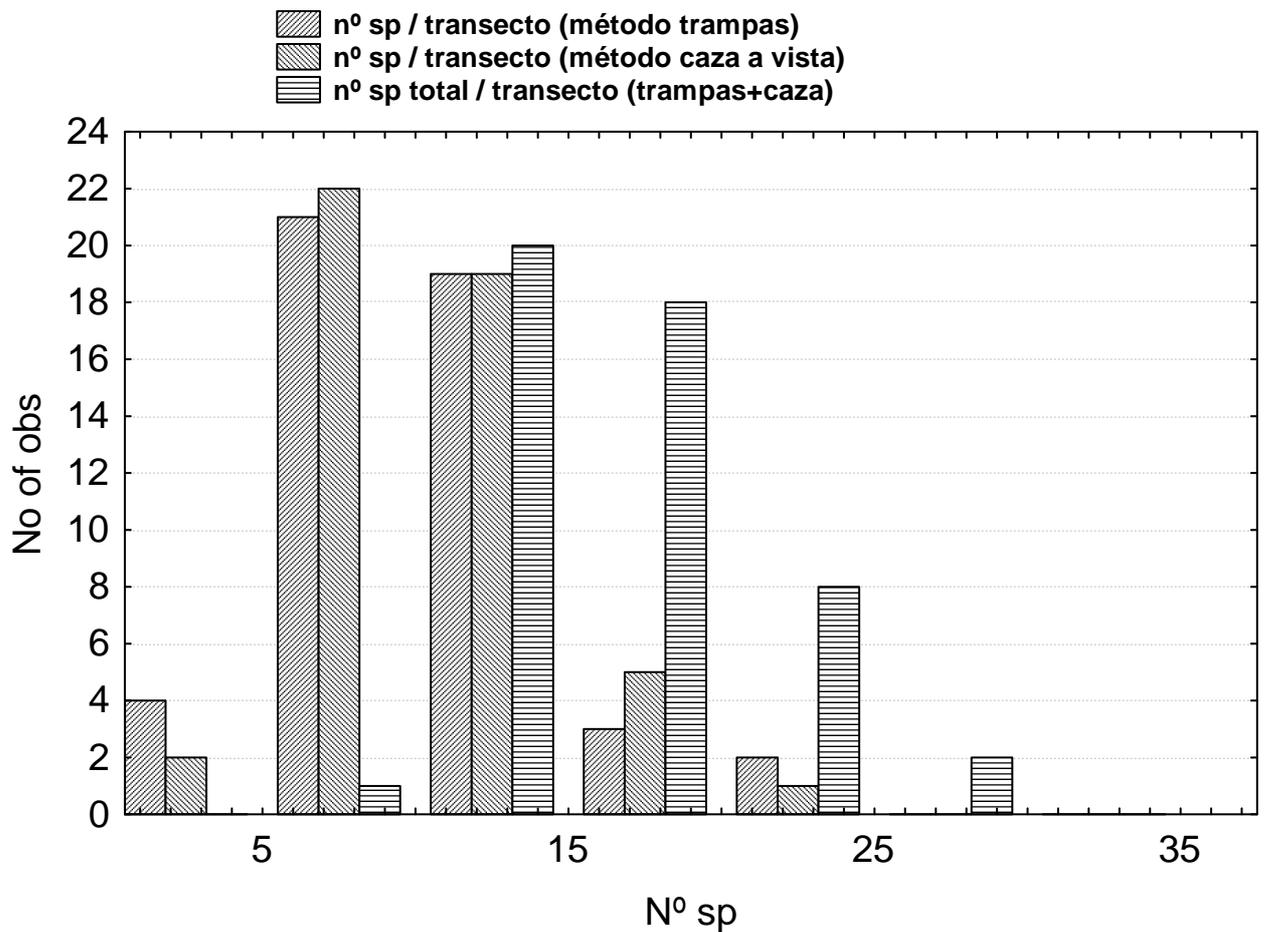


Figura 4.19 Número de observaciones con el número de especies detectadas con cada método.

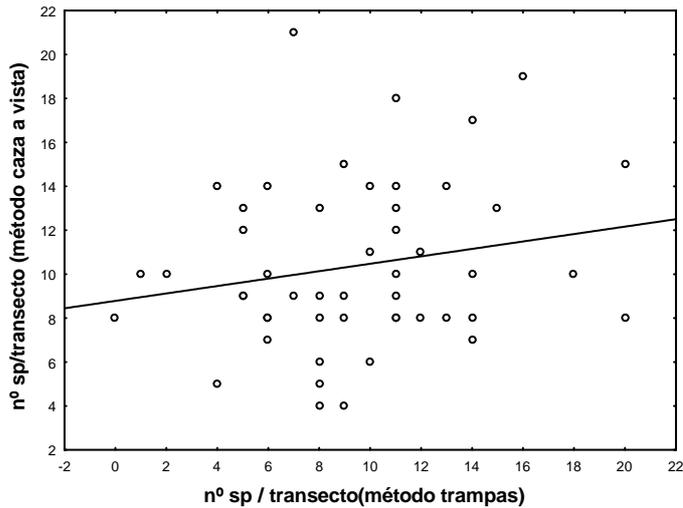


Figura 4.20 Relación entre el número de especies por transecto obtenidas con ambos métodos. $Y = 8.784 + 0.196X$

4.2.4 Relación entre abundancia y riqueza

Tanto si se usa el transecto como unidad de muestreo ($r^2 = 0.249$; $P = 0.0002$) (Figura 4.21 izquierda) como si se usa la trampa ($r^2 = 0.245$; $P = 0.0002$) (Figura 4.21 derecha) se obtiene una relación significativa entre abundancia y riqueza.

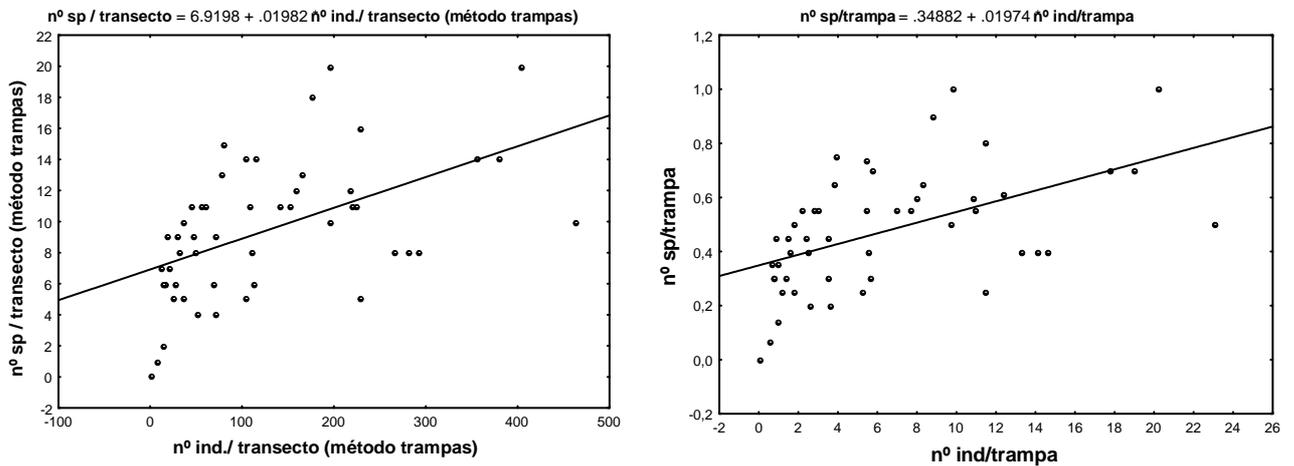


Figura 4.21 Relación entre abundancia y riqueza en el método de trampas de caída tomando como unidad de muestreo el transecto (izquierda) y la trampa de caída (derecha).

4.2.5 Relación entre altitud y abundancia

Se hizo un análisis de regresión simple tomando como variable dependiente el número de individuos por transecto y por trampa y como variable independiente la altitud a la que se encontraba el transecto estudiado. Tanto si se estudia el número de individuos por transecto ($r^2 = 0.015$; $P = 0.404$) (Figura 4.22, izquierda) como si se estudia el número de individuos por trampa ($r^2 = 0.016$; $P = 0.390$) (Figura 4.22, derecha), la variable altitud no afecta ninguna de las variables respuesta.

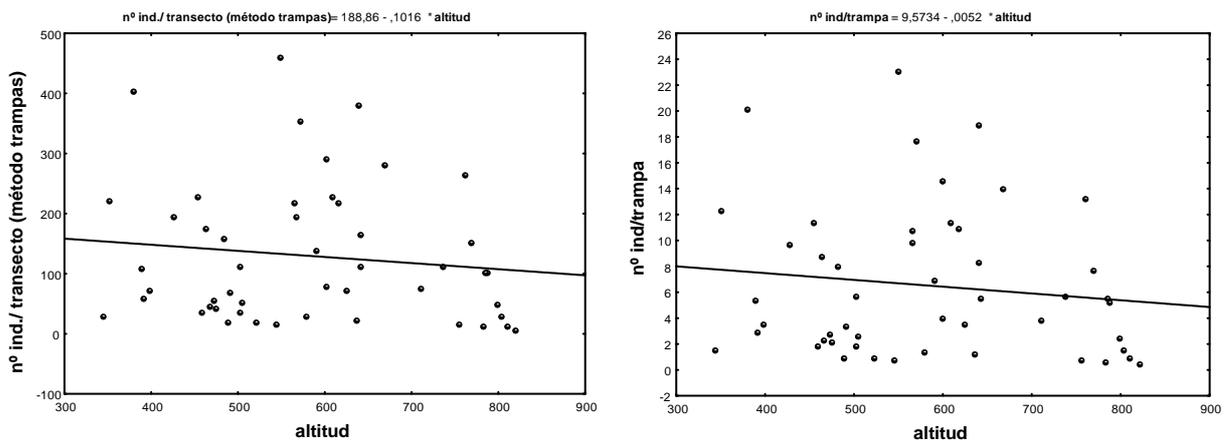


Figura 4.22 Relación entre la altitud y la abundancia, tomando como unidad de muestreo el transecto (izquierda) y la trampa de caída (derecha).

4.2.6 Relación entre altitud y riqueza

Se hizo un análisis de regresión simple tomando como variable dependiente el número de especies y como variable independiente la altitud de cada transecto. Se hizo el análisis para cada uno de los tipos de muestreo y tomando como unidad el transecto y la trampa de caída.

4.2.6.1 Método trampas de caída: tanto si tomamos como unidad el transecto ($r^2 = 0.087$; $P = 0.040$) (Figura 4.23, izquierda) como si tomamos como unidad la trampa de caída ($r^2 = 0.085$; $P = 0.042$) (Figura 4.23, derecha) se detecta una relación significativa entre ambas variables, disminuyendo el número de especies al aumentar la altitud, aunque la variación total explicada es baja.

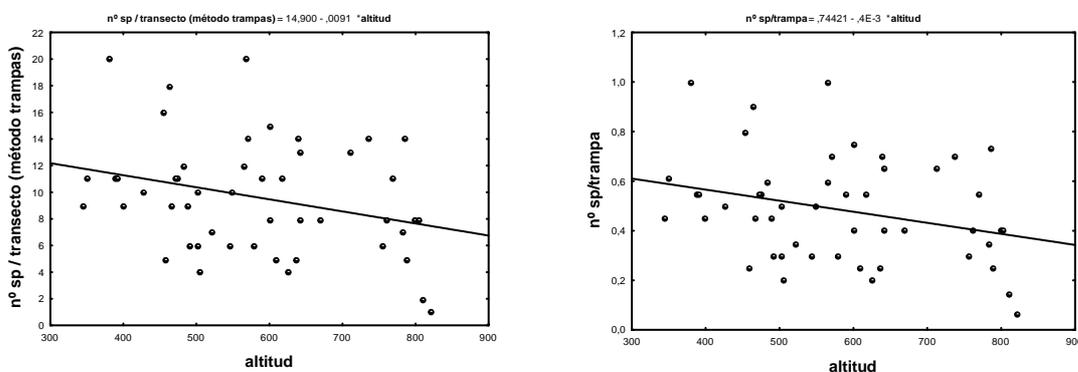


Figura 4.23 Relación entre altitud y riqueza tomando como unidad el transecto (izquierda) y la trampa de caída (derecha).

4.2.6.2 Método caza a vista: Si tomamos como variable dependiente el número de especies encontradas en la caza a vista y como variable independiente la altitud del transecto, no se detecta una relación entre ambas variables ($r^2 = 0.058$; $P = 0.096$) (Figura 4.24, izquierda).

4.2.6.3 Número total de especies encontradas con ambos métodos: Si tomamos como variable dependiente el número total de especies encontradas con los dos métodos de muestreo, y como variable independiente la altura del transecto ($r^2 = 0.167$; $P = 0.004$), se obtiene una relación significativa. (Figura 4.24, derecha).

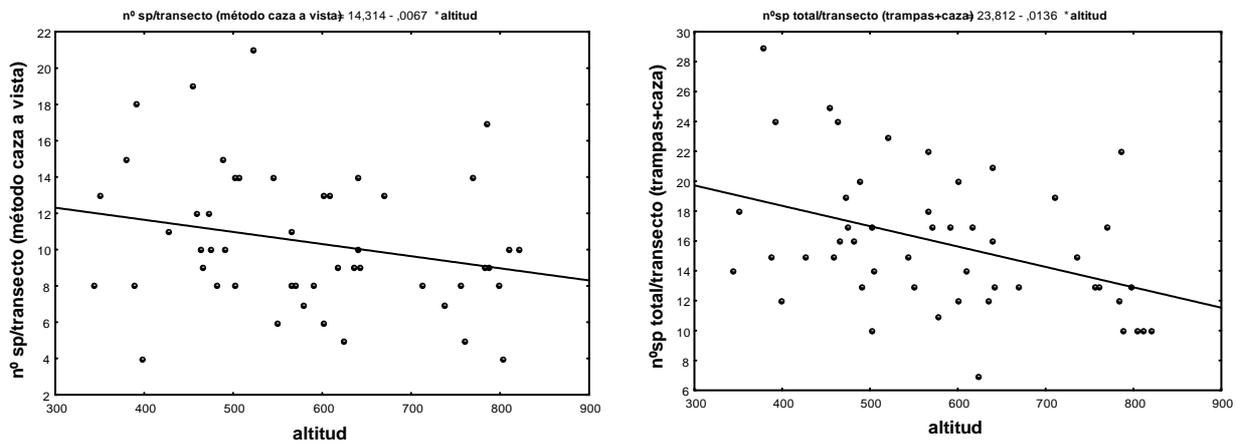


Figura 4.24 Relación entre la altitud y el número total de especies encontradas con el método caza a vista (izquierda) y con ambos métodos a la vez (derecha).

4.2.7 Relación entre comunidades vegetales y comunidad de hormigas

A continuación se evalúa la relación entre la vegetación, a distintos niveles fitosociológicos (asociación, alianza y clase), y la riqueza y abundancia de hormigas.

Es decir, en que medida las comunidades de hormigas se encuentran asociadas a los diferentes taxones fitosociológicos en los que habitan.

Se procede de menor rango taxonómico a mayor rango taxonómico.

Nivel fitosociológico: asociación

1 Abundancia

El estudio de abundancia sólo se realizó con el método de trampas de caída, ya que con el método de caza a vista se cogieron unos cuantos ejemplares de cada especie, y su número dependía de la especie, de la edad del hormiguero, del tiempo que se estuviera aspirando en aquel nido y por lo tanto estos datos de abundancia obtenidos en la caza a vista no son comparables entre sí. En lo que respecta al número de individuos caídos en trampas, aunque hay un cierto grado de heterogeneidad según la asociación, tanto si se toma el transecto como unidad ($F_{9,39} = 2.116$; $P = 0.052$) (Figura 4.25, izquierda), como si se toma la trampa de caída como unidad ($F_{9,39} = 2.075$; $P = 0.056$) (Figura 4.25, derecha), no se detectan diferencias significativas pero se acerca mucho al nivel de significación.

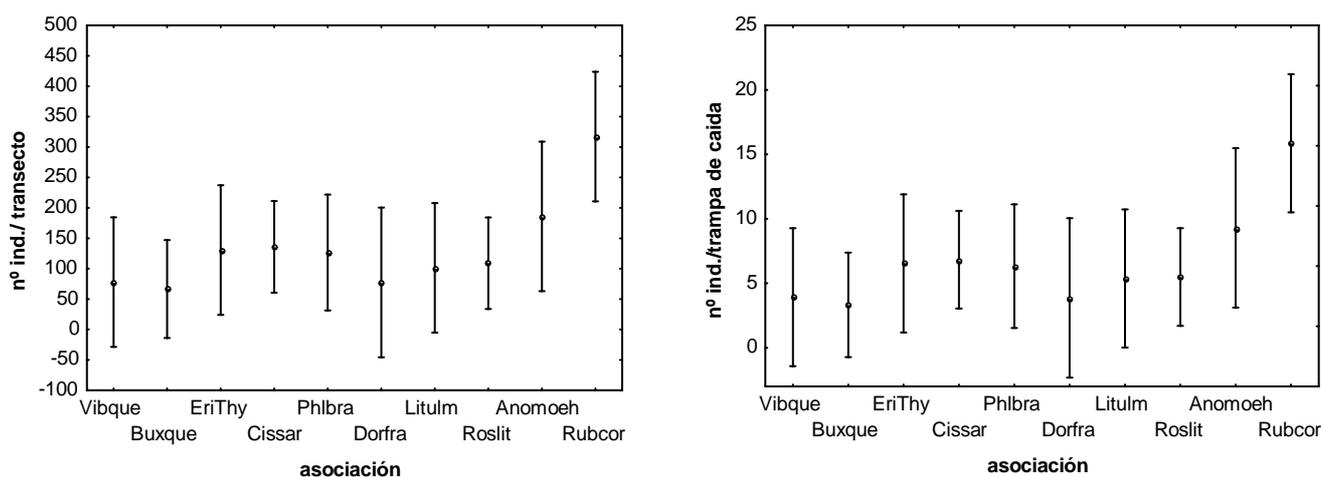


Figura 4.25 Relación entre la abundancia y la asociación vegetal tomando como unidad el transecto (izquierda) y la trampa de caída (derecha) en el método de muestreo trampas de caída. Vibque: *Viburno-Quercetum subass.viburnetosum*; Buxque: *Buxo-Quercetum pubescentis*; EriThy: *Erico-Thymelaetum tinctoriae*; Cissar: *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*; Phlbra: *Phlomido-Brachypodietum*; Dorfra: *Doronico-Fraxinetum*; Litulm: *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*; Roslit: *Rosmarino-Lithospermetum*; Anomoeh: *Anomodonto-Moehringietum*; Rubcor: *Rubo-Corarietum*.

2 Riqueza

Unidad de estudio: transecto

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad el transecto, tanto en el método de trampas de caída ($F_{9,39} = 1.522$; $P = 0.175$) (Figura 4.26 izquierda) como en el método de caza a vista ($F_{9,39} = 1.088$; $P = 0.394$) (Figura 4.26 derecha), no se detectan diferencias significativas a nivel de asociación vegetal.

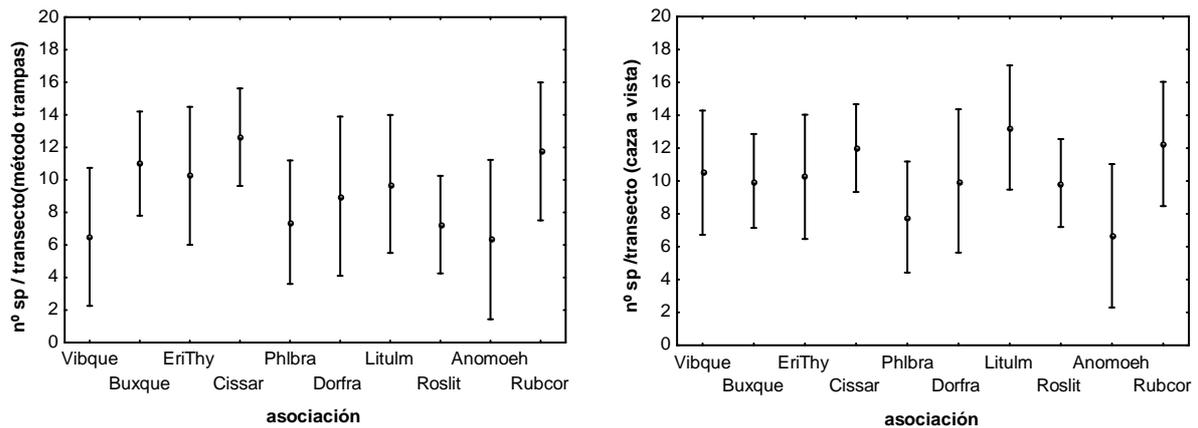


Figura 4.26 Relación entre la riqueza y la asociación vegetal tomando como unidad el transecto en el método de trampas de caída (izquierda) y de caza a vista (derecha). Acrónimos según figura 4.25.

El número de especies, si se estudia teniendo en cuenta todas las especies encontradas en cada transecto, sumando las obtenidas por el método de caza a vista y por el método de trampas de caída, tampoco presenta diferencias significativas ($F_{9,39} = 1.555$; $P = 0.164$) (Figura 4.27).

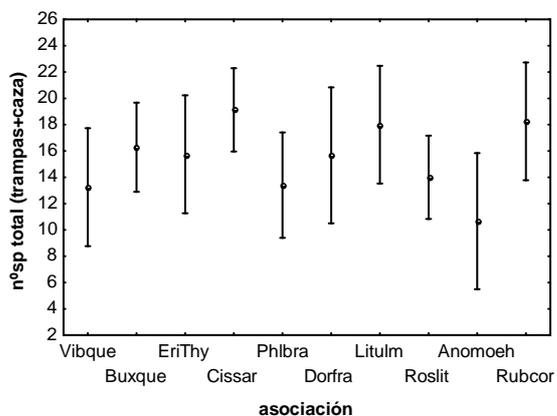


Figura 4.27 Relación entre el número de especies obtenidas con ambos métodos y el tipo de asociación vegetal. Acrónimos según figura 4.25.

Unidad de estudio: trampa de caída.

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad la trampa de caída, no se detectan diferencias significativas a nivel de asociación vegetal ($F_{9,39} = 1.528$; $P = 0.172$) (Figura 4.28).

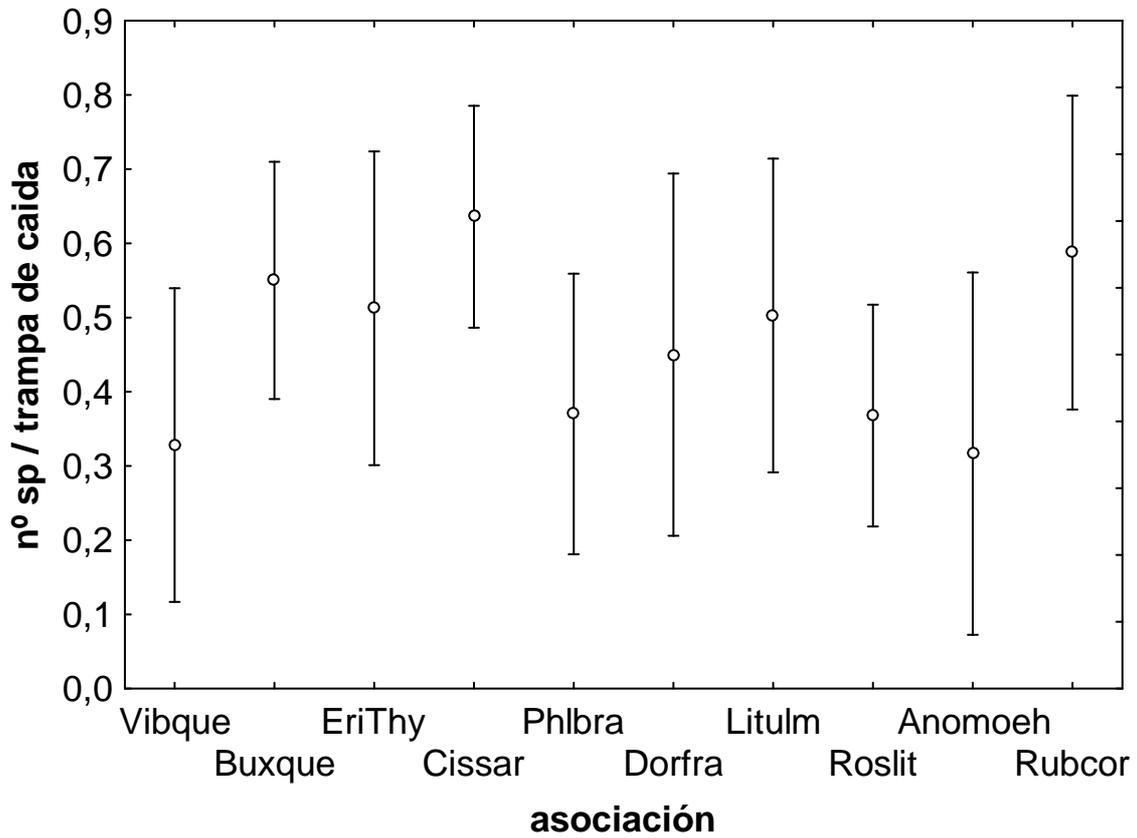


Figura 4.28 Relación entre el número de especies detectadas por trampa de caída y el tipo de asociación vegetal. Acrónimos según figura 4.25.

Nivel fitosociológico: alianza

1 Abundancia

En lo que respecta al número de individuos caídos en trampas, tanto si se toma el transecto como unidad de análisis ($F_{8,40} = 2.419$; $P = 0.031$) (Figura 4.29 izquierda), como si se toma la trampa de caída como unidad de análisis ($F_{8,40} = 2.374$; $P = 0.034$) (Figura 4.29 derecha), se detectan diferencias significativas a nivel de alianza vegetal. Se realizó un test post hoc Duncan y se observó, si tomamos como unidad el transecto, que la diferencia es debida a la que hay entre la alianza *Pruno-Rubion* y las demás (Tabla 4.24).

Tabla 4.24. Probabilidades del test post-hoc (Duncan) del número de individuos caídos en trampas tomando como unidad el transecto en las alianzas vegetales. (* = $P < 0.05$).

alianza	Queili	Quepub	Roseri	Cismed	Thebra	Fracar	Popalb	Saxmed
Quepub	0.878							
Roseri	0.607	0.529						
Cismed	0.453	0.388	0.778					
Thebra	0.310	0.260	0.572	0.748				
Fracar	0.992	0.877	0.614	0.459	0.314			
Popalb	0.738	0.653	0.829	0.641	0.460	0.748		
Saxmed	0.179	0.146	0.366	0.500	0.690	0.182	0.283	
Prurub	0.003*	0.003*	0.011*	0.019*	0.034*	0.004*	0.007*	0.065

Queili: *Quercion-ilicis* Quepub: *Quercion-Pubescenti-petraeae* Roseri: *Rosmarino-Ericion*
 Cismed: *Cistion-mediterraneum* Thebra: *Thero-Brachypodium* Fracar: *Fraxino-Carpinion*
 Popalb: *Populion albae/Alno-padion* Saxmed: *Saxifragion mediae* Prurub: *Pruno-Rubion*

Si tomamos como unidad la trampa de caída, la diferencia es debida a la que hay entre la alianza *Pruno-Rubion* y las demás (Tabla 4.25).

Tabla 4.25 Probabilidades del test post-hoc (Duncan) del número de individuos caídos en trampas tomando como unidad la trampa en las alianzas vegetales. (* = $P < 0.05$). Acrónimos según tabla 4.24.

	Queili	Quepub	Roseri	Cismed	Thebra	Fracar	Popalb	Saxmed
Quepub	0.873							
Roseri	0.609	0.528						
Cismed	0.454	0.386	0.777					
Thebra	0.315	0.262	0.578	0.757				
Fracar	0.987	0.878	0.612	0.456	0.316			
Popalb	0.679	0.598	0.895	0.697	0.512	0.687		
Saxmed	0.183	0.148	0.372	0.508	0.692	0.184	0.323	
Prurub	0.004*	0.003*	0.012*	0.020*	0.035*	0.004*	0.010*	0.066

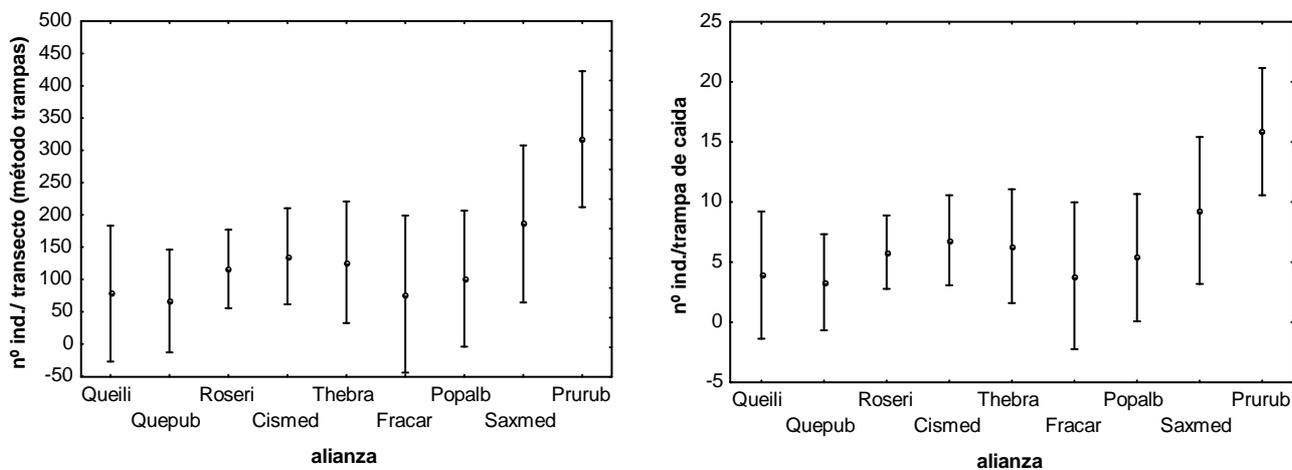


Figura 4.29 Relación entre la abundancia tomando como unidad el transecto (izquierda) o la trampa de caída (derecha) y el tipo de alianza vegetal en el método trampas de caída. Acrónimos según tabla 4.24.

2 Riqueza

Unidad de estudio: transecto

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad el transecto, tanto en el método de trampas de caída ($F_{8,40} = 1.510$; $P = 0.185$) (Figura 4.30 izquierda) como en el método de caza a vista ($F_{8,40} = 1.251$; $P = 0.296$) (Figura 4.30 derecha), no se detectan diferencias significativas a nivel de alianza vegetal.

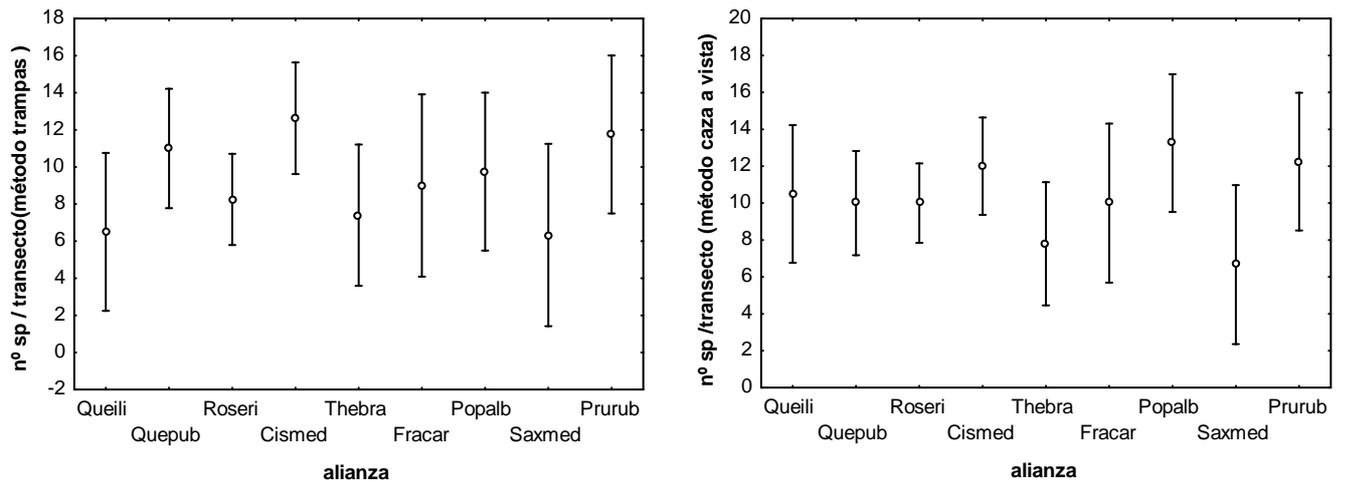


Figura 4.30 Relación entre riqueza y alianza vegetal en el método trampas de caída (izquierda) y caza a vista (derecha). Acrónimos según tabla 4.24.

El número de especies, si se estudia teniendo en cuenta todas las especies encontradas en cada transecto sumando las obtenidas por el método de caza a vista y por el método de trampas de caída ($F_{8,40} = 1.721$; $P = 0.123$) (Figura 4.31) tampoco presenta diferencias significativas .

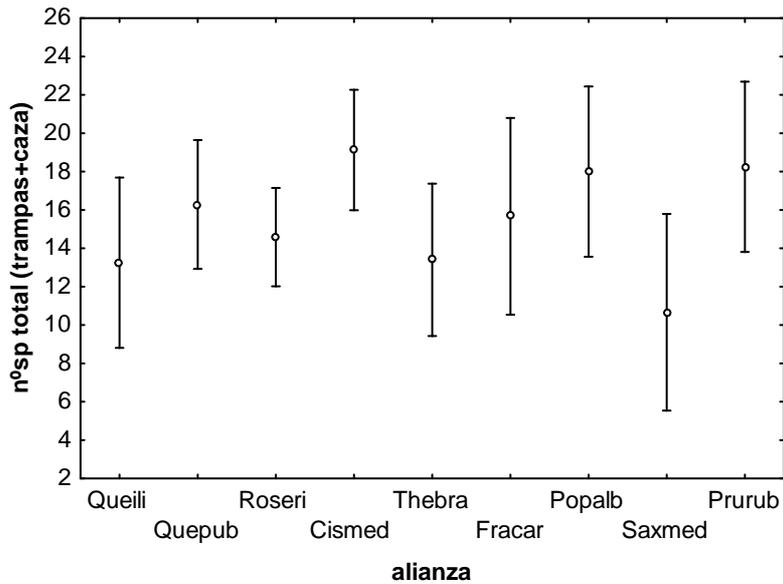


Figura 4.31 Relación entre el número de especies capturado con ambos métodos y el tipo de alianza vegetal. Acrónimos según tabla 4.24.

Unidad de estudio: trampa de caída.

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad la trampa de caída, en el método de trampas de caída ($F_{8,40} = 1.532$; $P = 0.177$) (Figura 4.32), no se detectan diferencias significativas a nivel de alianza vegetal.

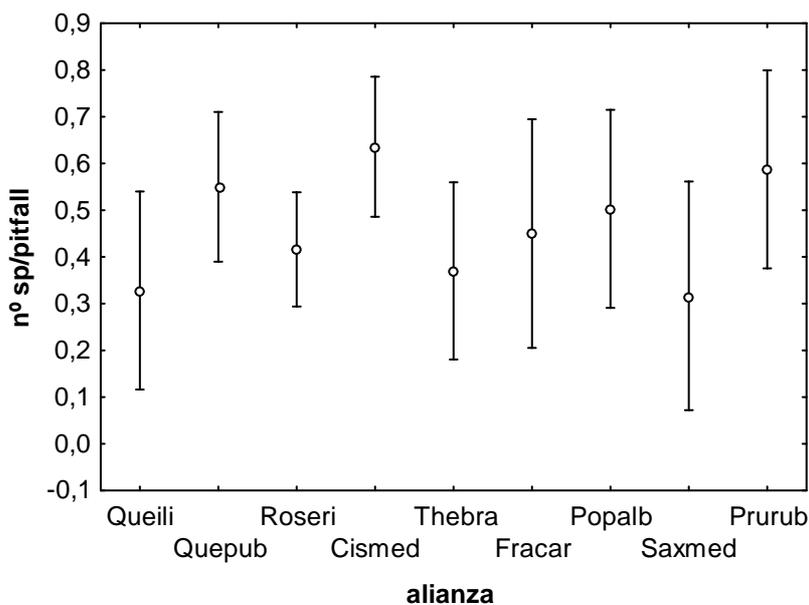


Figura 4.32 Relación entre el número de especies capturadas por trampa de caída y el tipo de alianza vegetal. Acrónimos según tabla 4.24.

Nivel fitosociológico: clase

1 Abundancia

En lo que respecta al número de individuos caídos en trampas, tanto si se toma el transecto como unidad ($F_{5,43} = 0.369$; $P = 0.867$) (Figura 4.33 izquierda), como si se toma la trampa de caída como unidad ($F_{5,43} = 0.365$; $P = 0.870$) (Figura 4.33 derecha), no se detectan diferencias significativas a nivel de clase vegetal.

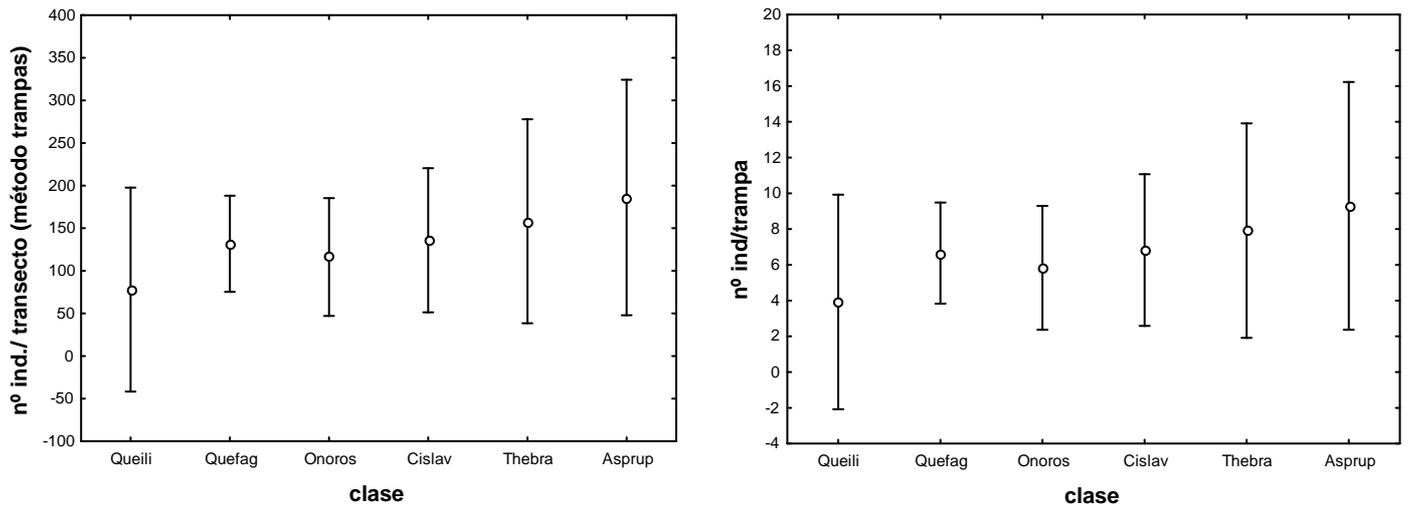


Figura 4.33 Relación entre la abundancia y la clase vegetal, tomando como unidad el transecto (izquierda) o la trampa de caída (derecha). Queili: *Quercetea-ilicis*; Quefag: *Quercu-Fagetea*; Onoros: *Ononido-Rosmarinetea*; Cislav: *Cisto-Lavanduletea*; Thebra: *Thero-Brachypodietea*; Asprup: *Asplenietea-Rupestria*.

2 Riqueza

Unidad de estudio: transecto

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad el transecto, tanto en el método de trampas de caída ($F_{5,43} = 2.317$; $P = 0.060$) (Figura 4.34 izquierda) como en el método de caza a vista ($F_{6,43} = 1.50$; $P = 0.207$) (Figura 4.34 derecha), no se detectan diferencias significativas a nivel de clase vegetal.

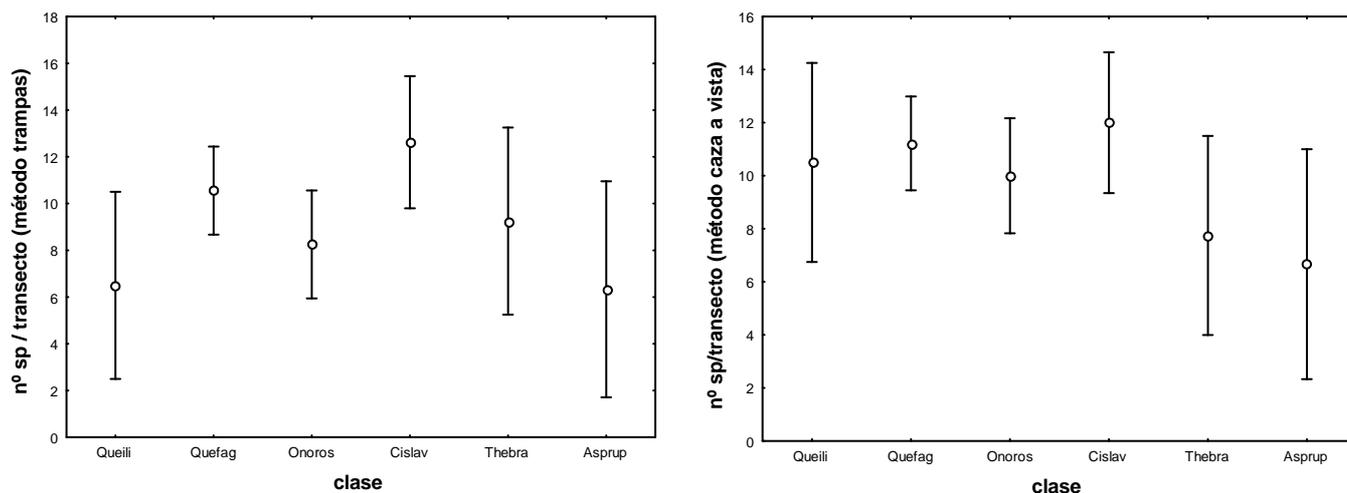


Figura 4.34 Relación entre la riqueza y la clase vegetal en el método trampas de caída (izquierda) y caza a vista (derecha). Acrónimos según figura 4.33.

Si se estudia la riqueza teniendo en cuenta todas las especies encontradas en cada transecto sumando las obtenidas por el método de caza a vista y por el método de trampas de caída ($F_{5,43} = 2.674$; $P = 0.034$) (Figura 4.35) se detectan diferencias significativas. Al hacer un test post hoc Duncan, se detectan diferencias significativas entre algunas clases (Tabla 4.26).

Tabla 4.26. Probabilidades del test post-hoc (Duncan) del número de especies por transecto (sumando ambos métodos) de las clases vegetales. (* = $P < 0.05$). Acrónimos según figura 4.33.

clase	Queili	Quefag	Onoros	Cislav	Thebra
Quefag	0.191				
Onoros	0.607	0.382			
Cislav	0.045*	0.413	0.113		
Thebra	0.587	0.386	0.949	0.114	
Asprup	0.320	0.031*	0.157	0.005*	0.154

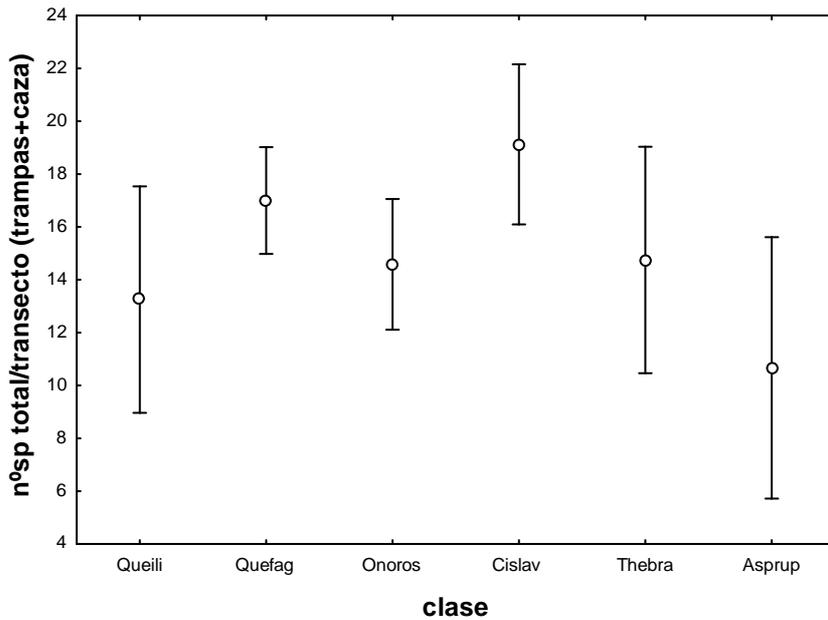


Figura 4.35 Relación entre la riqueza y la clase vegetal. Acrónimos según figura 4.33.

Unidad de estudio: trampa de caída.

En lo que respecta al número de especies, si tomamos como unidad la trampa de caída, en el método de trampas de caída ($F_{5,43} = 2.380$; $P = 0.054$) (Figura 4.36), no se detectan diferencias significativas a nivel de clase vegetal, pero se acerca mucho al nivel de significación.

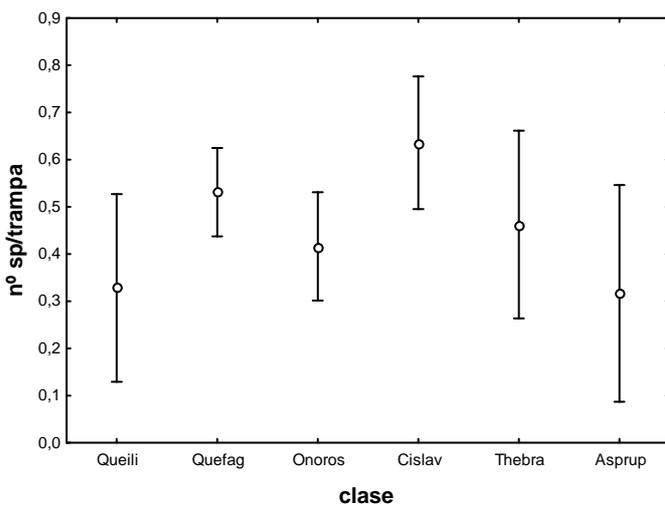


Figura 4.36 Relación entre riqueza y clase vegetal tomando como unidad de estudio la trampa de caída. Acrónimos según figura 4.33.

4.2.8 Correlación entre los índices de diversidad.

Se hizo un test de correlación entre los tres índices de diversidad utilizados (Shannon-Wiener, Simpson y Margalef) (Tabla 4.27) y, como Magurran indica (1988), los índices de diversidad están muy correlacionados.

Tabla 4.27 Correlación (r) entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef ($P < 0.05$)

	Shannon-		
	Wiener	Simpson	Margalef
Shannon-Wiener	1.00	0.85	0.89
Simpson	0.85	1.00	0.74
Margalef	0.89	0.74	1.00

4.2.9 Relación entre los índices de diversidad y la comunidad vegetal

Nivel fitosociológico: asociación

Aparecen diferencias significativas entre los índices de diversidad α de las distintas asociaciones, tanto si se utiliza el índice de Shannon-Wiener ($F_{9,39} = 2.318$; $P = 0.034$), como si se utiliza el índice de Margalef ($F_{9,39} = 2.383$; $P = 0.030$) (Figura 4.37 izquierda). Un test post hoc Duncan mostró que las diferencias para los índices de diversidad de Shannon-Wiener eran debidas a las que habia entre algunas asociaciones (Tabla 4.28)

Tabla 4.28 Probabilidades del test post-hoc (Duncan) entre índices de diversidad de Shannon-Wiener de las asociaciones vegetales. (* = $P < 0.05$). Acrónimos según figura 4.25.

	Vibque	Buxque	EriThy	Cissar	Phlbra	Dorfra	Litulm	Roslit	Anomoeh
Buxque	0.129								
EriThy	0.262	0.642							
Cissar	0.247	0.660	0.955						
Phlbra	0.933	0.144	0.286	0.272					
Dorfra	0.274	0.609	0.938	0.901	0.292				
Litulm	0.268	0.629	0.969	0.929	0.291	0.964			
Roslit	0.864	0.164	0.316	0.303	0.921	0.307	0.316		
Anomoeh	0.127	0.004*	0.013*	0.012*	0.121	0.014*	0.014*	0.109	
Rubcor	0.503	0.039*	0.093	0.087	0.479	0.097	0.095	0.441	0.337

Se calculó un test post hoc Duncan para los índices de Margalef y mostró que las diferencias eran debidas a las que hay entre algunas asociaciones (Tabla 4.29).

Tabla 4.29 Probabilidades del test post-hoc (Duncan) entre los índices de Margalef de las asociaciones vegetales. (* = $P < 0.05$). Acrónimos según figura 4.25.

	Vibque	Buxque	EriThy	Cissar	Phlbra	Dorfra	Litulm	Roslit	Anomoeh
Buxque	0.025*								
EriThy	0.181	0.310							
Cissar	0.026*	0.987	0.314						
Phlbra	0.407	0.128	0.553	0.129					
Dorfra	0.177	0.309	0.970	0.319	0.545				
Litulm	0.135	0.371	0.831	0.392	0.448	0.850			
Roslit	0.548	0.081	0.407	0.081	0.776	0.400	0.321		
Anomoeh	0.852	0.018*	0.140	0.018*	0.333	0.136	0.102	0.461	
Rubcor	0.254	0.224	0.799	0.226	0.705	0.784	0.664	0.534	0.201

No aparecen diferencias a nivel de asociación entre los índices de diversidad de los transectos al utilizar el índice de Simpson ($F_{9,39} = 1.972$; $P = 0.070$).

Nivel fitosociológico: alianza

Aparecen diferencias significativas entre los índices de diversidad α de las distintas alianzas, tanto si se utiliza el índice de Shannon-Wiener ($F_{8,40} = 2.383$; $P = 0.033$), como si se utiliza el índice de Simpson ($F_{8,40} = 2.262$; $P = 0.043$) o el índice de Margalef ($F_{8,40} = 2.545$; $P = 0.024$) (Figura 4.37 derecha). Un test post hoc Duncan mostró que las diferencias para los índices de diversidad de Shannon-Wiener eran debidas a las que hay entre algunas alianzas (Tabla 4.30).

Tabla 4.30 Probabilidades del test post-hoc (Duncan) entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de las alianzas vegetales. Acrónimos según tabla 4.24.

	Queili	Quepub	Roseri	Cismed	Thebra	Fracar	Popalb	Saxmed
Queili								
Quepub	0.122							
Roseri	0.601	0.271						
Cismed	0.238	0.657	0.468					
Thebra	0.932	0.136	0.636	0.260				
Fracar	0.271	0.597	0.508	0.895	0.288			
Popalb	0.265	0.613	0.507	0.923	0.287	0.964		
Saxmed	0.124	0.004*	0.052	0.011*	0.118	0.013*	0.013*	
Prurub	0.500	0.036*	0.265	0.081	0.476	0.095	0.092	0.333

Se calculó un test post hoc Duncan para los índices de Simpson y mostró que las diferencias eran debidas a las que hay entre las alianzas marcadas en negrita y * en la tabla 4.31.

Tabla 4.31 Probabilidades del test post-hoc (Duncan) entre los índices de Simpson de las alianzas vegetales. Acrónimos según tabla 4.24.

	Queili	Quepub	Roseri	Cismed	Thebra	Fracar	Popalb	Saxmed
Quepub	0,088							
Roseri	0,967	0,090						
Cismed	0,676	0,170	0,685					
Thebra	0,522	0,026*	0,523	0,326				
Fracar	0,652	0,150	0,671	0,952	0,318			
Popalb	0,663	0,165	0,680	0,972	0,322	0,976		
Saxmed	0,180	0,004*	0,178	0,094	0,428	0,091	0,092	
Prurub	0,393	0,015*	0,389	0,231	0,786	0,223	0,227	0,566

Para los índices de Margalef, un test post hoc Duncan mostró que las diferencias eran debidas a las que hay entre algunas alianzas (Tabla 4.32).

Tabla 4.32 Relación entre los índices de diversidad de Margalef de las alianzas vegetales. Acrónimos según tabla 4.24.

	Queili	Quepub	Roseri	Cismed	Thebra	Fracar	Popalb	Saxmed
Quepub 0.022*								
Roseri	0.389	0.120						
Cismed 0.022*		0.987	0.123					
Thebra	0.371	0.122	0.983	0.124				
Fracar	0.164	0.302	0.537	0.312	0.539			
Popalb	0.125	0.364	0.442	0.385	0.442	0.847		
Saxmed 0.850 0.015*	0.850	0.015*	0.317	0.015*	0.309	0.126	0.094	
Prurub	0.247	0.207	0.717	0.212	0.719	0.767	0.647	0.195

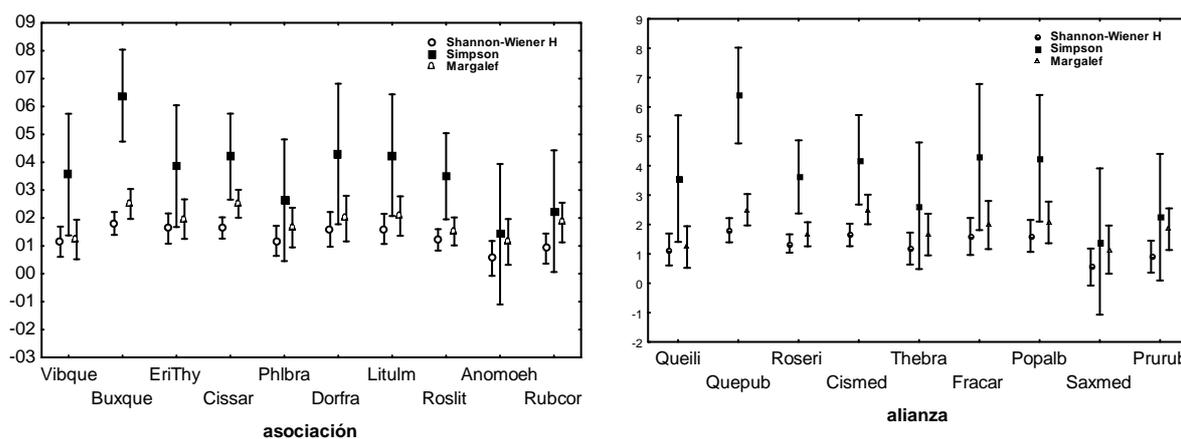


Figura 4.37 Índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef en las distintas asociaciones (izquierda) (Acrónimos según figura 4.25) y alianzas (derecha) (Media \pm desviación estándar) (Acrónimos según tabla 4.24).

Nivel fitosociológico: clase

No aparecen diferencias significativas entre los índices de diversidad α de las distintas clases, tanto si se utiliza el índice de Shannon-Wiener ($F_{5,43} = 2.122$; $P = 0.081$) como el índice de Simpson ($F_{5,43} = 1.392$; $P = 0.244$). Sí aparecen al utilizar el índice de Margalef ($F_{5,43} = 3.541$; $P = 0.009$) (Figura 4.38). Un test post hoc Duncan mostró que las diferencias para los índices de diversidad de Margalef, eran debidas a las que hay entre las clases *Queili* y *Quefag* (Duncan; $P = 0.047$), *Cisto-Lavanduletea* y *Queili* (Duncan; $P = 0.008$), *Asplenietea-Rupestris* y *Cisto-Lavanduletea* (Duncan; $P = 0.006$) y entre *Asplenietea-Rupestris* y *Quefag* (Duncan; $P = 0.033$).

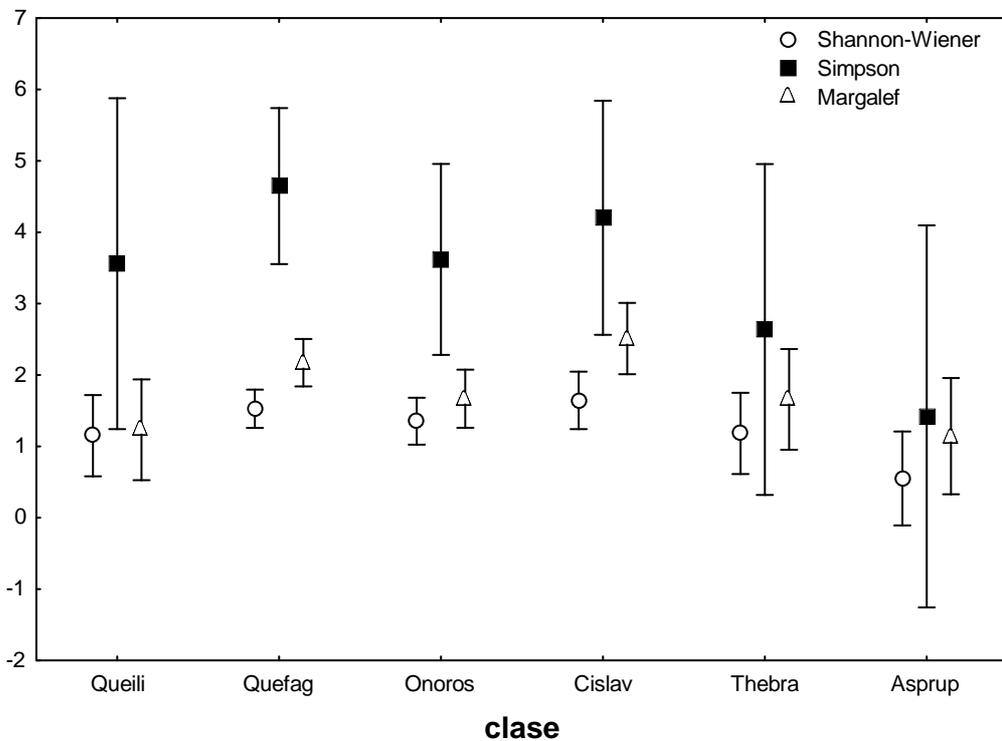


Figura 4.38 Índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef en las distintas clases (Media \pm desviación estándar). Acrónimos según figura 4.33.

4.2.10 Completitud de inventarios

Se calcularon los índices (Tabla 4.33) con los datos obtenidos por el método de trampas de caída sobre el global de los 52 transectos (6584 hormigas capturadas, pertenecientes a 55 especies).

Tabla 4.33. Riqueza observada y estimada según diversos índices. Sobs: especies observadas; ICE (Incidence based Coverage Estimator).

Índice	Media \pm d.e.
Sobs	55 \pm 3.32
ICE	65.5 \pm 0.01
Chao 1	69 \pm 13.25
Chao 2	65.93 \pm 8.09
Jacknife de 1^{er} orden	67.75 \pm 3.67
Jacknife de 2^o orden	74.59

Según el árbol de decisión propuesto por Brose et al (2003), se puede afirmar que el estimador mas adecuado es el Jacknife de 1^{er} orden. Utilizando el método de trampas de caída, pues, se habría obtenido el 81.5% de las especies del parque (55/67.75). Si añadimos las especies capturadas por el método de caza a vista, se habría obtenido el 96% de las especies del parque (65/67.75).

4.2.11 Similitud de las asociaciones según riqueza y abundancia.

Es obvio que al hallar las medias de una serie de datos se pierde información, pero resulta poco clara la representación de un clúster de 49 o 52 réplicas. Por ello, de los datos obtenidos con los métodos de caza a vista y trampas de caída, se han calculado las medias de presencia / ausencia de cada una de las asociaciones vegetales con finalidad descriptiva, no analítica ni valorativa utilizando las distancias euclídeas para poder presentar los datos en forma de cluster (Figura 4.39).

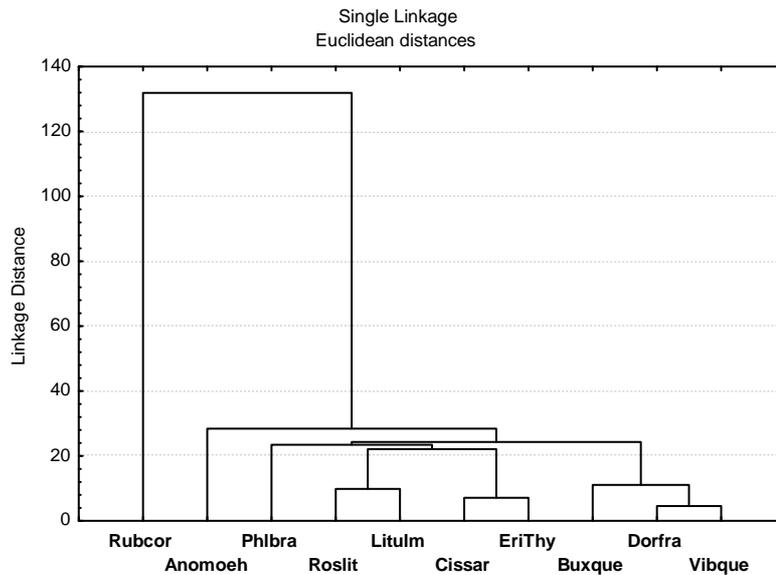


Figura 4.39 Similitud de las asociaciones según datos de presencia/ausencia recogidos con los métodos de caza a vista y trampas de caída. Distancia Euclídea. Acrónimos según tabla 4.25.

4.2.12 Composición de las comunidades de hormigas

Dado que no todas las especies nos reportan la misma información sobre la comunidad de hormigas de un transecto, ya que algunas especies como *Pheidole pallidula* aparecen en la mayoría de réplicas, y son menos específicas de una comunidad vegetal que otras como algunos *Temnothorax*, se utilizó el programa Primer V6 que sigue la identidad de cada especie en cada uno de los transectos, diferenciando dos transectos con el mismo número de especies, siempre que su identidad sea diferente. Se realizó un MDS (Multi-Dimensional Scaling) basado en la matriz de similitud (índice de Bray-Curtis) utilizando los datos de presencia/ausencia en cada una de las réplicas, sumados por asociación (Figura 4.40), alianza (Figura 4.41) y clase (Figura 4.42). Se puede observar que algunas asociaciones aparecen bastante desplazadas del resto (Figura 4.40), lo cual nos indica que son distintas en la composición de sus comunidades de hormigas. A nivel de alianza ocurre lo mismo (Figura 4.41) y a nivel de clase parece que existe una mayor homogeneidad entre tres de las clases vegetales quedando bastante separadas las otras tres (Figura 4.42).

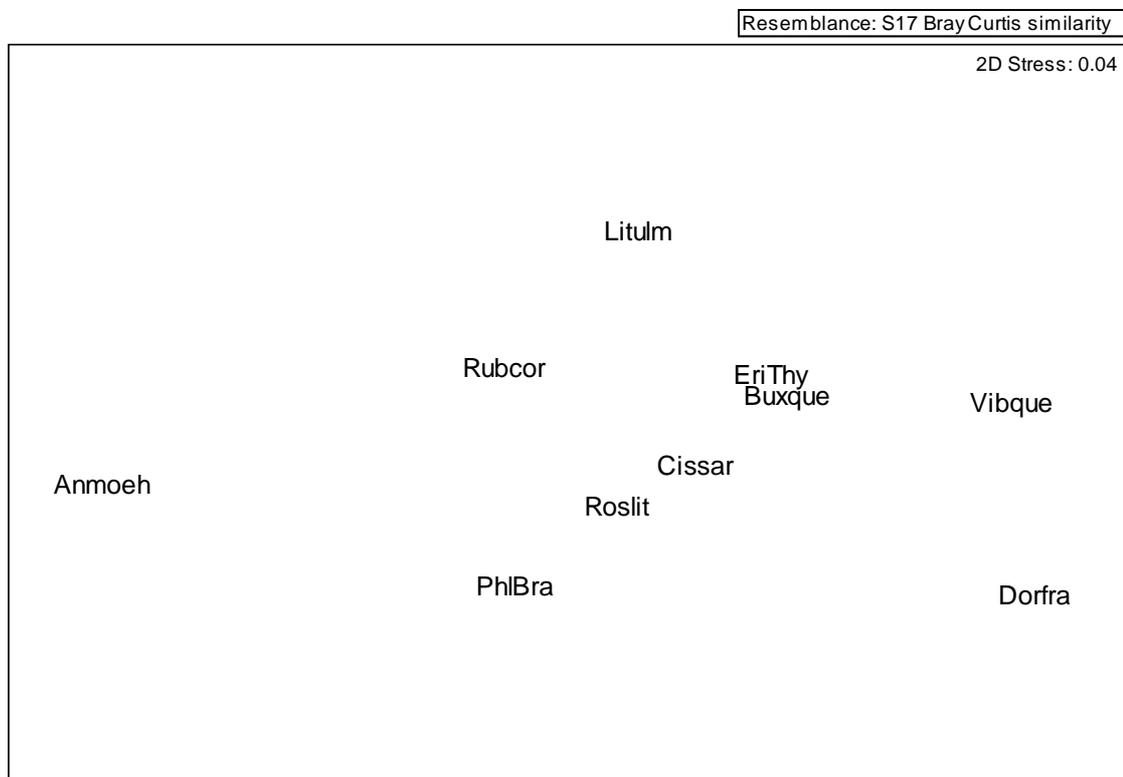


Figura 4.40 MDS de las distintas asociaciones en las que se han sumado los datos obtenidos por los dos métodos de captura de cada réplica, y los datos de todas las réplicas de cada asociación (acrónimos según figura 4.25)

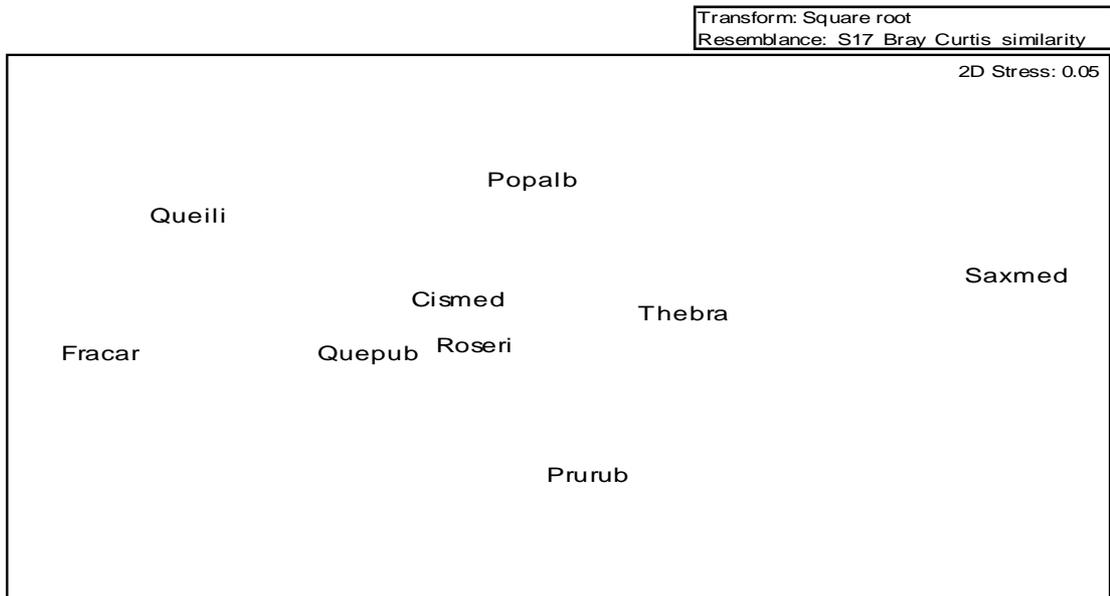


Figura 4.41 MDS de las distintas alianzas en las que se han sumado los datos obtenidos por los dos métodos de captura de cada réplica, y los datos de todas las réplicas de cada alianza (acrónimos según tabla 4.24).

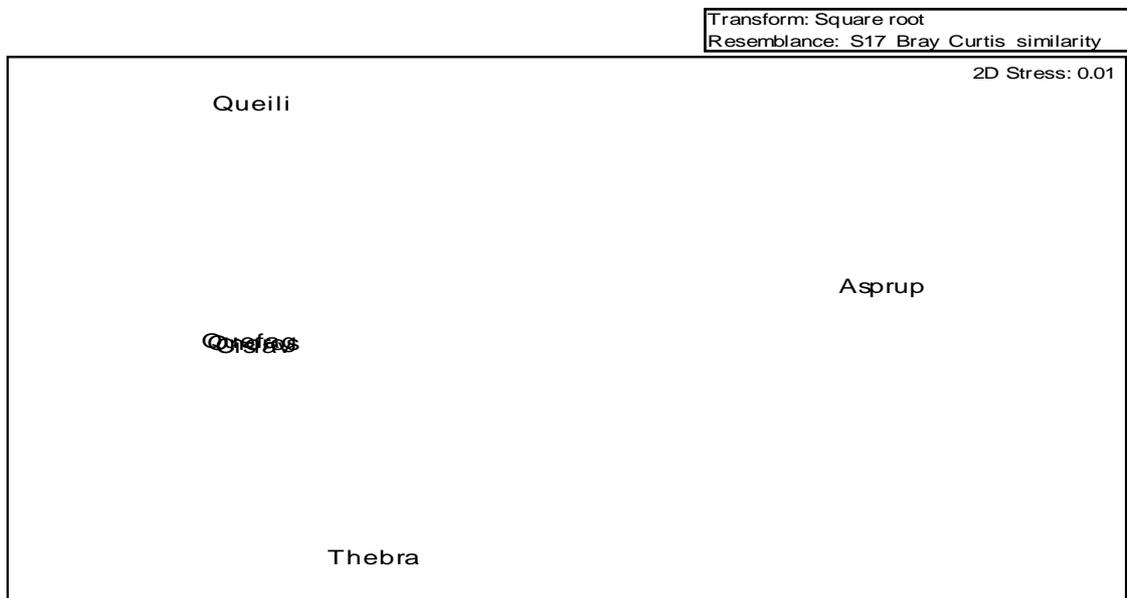


Figura 4.42 MDS de las distintas clases en las que se han sumado los datos obtenidos por los dos métodos de captura de cada réplica, y los datos de todas las réplicas de cada clase (acrónimos según figura 4.36).

Se estudió si había diferencias significativas entre la composición de las comunidades de hormigas (índice de similitud de Bray-Curtis) de las distintas comunidades vegetales, a nivel fitosociológico de asociación, alianza y clase. Se utilizaron los datos de presencia/ausencia de las réplicas del parque teniendo en cuenta todas las especies encontradas tanto en caza a vista como en trampas de caída. Los datos obtenidos fueron analizados mediante un ANOSIM (análisis de similitudes; equivalente a un ANOVA clásico, ver apartado 3.4 de Materiales y métodos). Si los datos observados son debidos al azar, el valor de R de los mismos se sitúa dentro del universo obtenido aleatoriamente (Figuras 4.43, 4.44 y 4.45). Se puede observar que el estadístico de los datos observados está suficientemente en un extremo de la distribución aleatoria, como para concluir que no son debidos al azar. Concretamente, para el nivel de asociación, se obtiene una $R = 0.356$ ($p = 0.001$), para el nivel de alianza una $R = 0.328$ ($p = 0.001$) y para el nivel de clase una $R = 0.135$ ($p = 0.015$). Aparecen, pues, diferencias significativas entre la estructura de las comunidades de hormigas haciendo un análisis de similitudes entre las diferentes réplicas, tomando como factor la asociación (Figura 4.43), la alianza (Figura 4.44) o la clase vegetal (Figura 4.45).

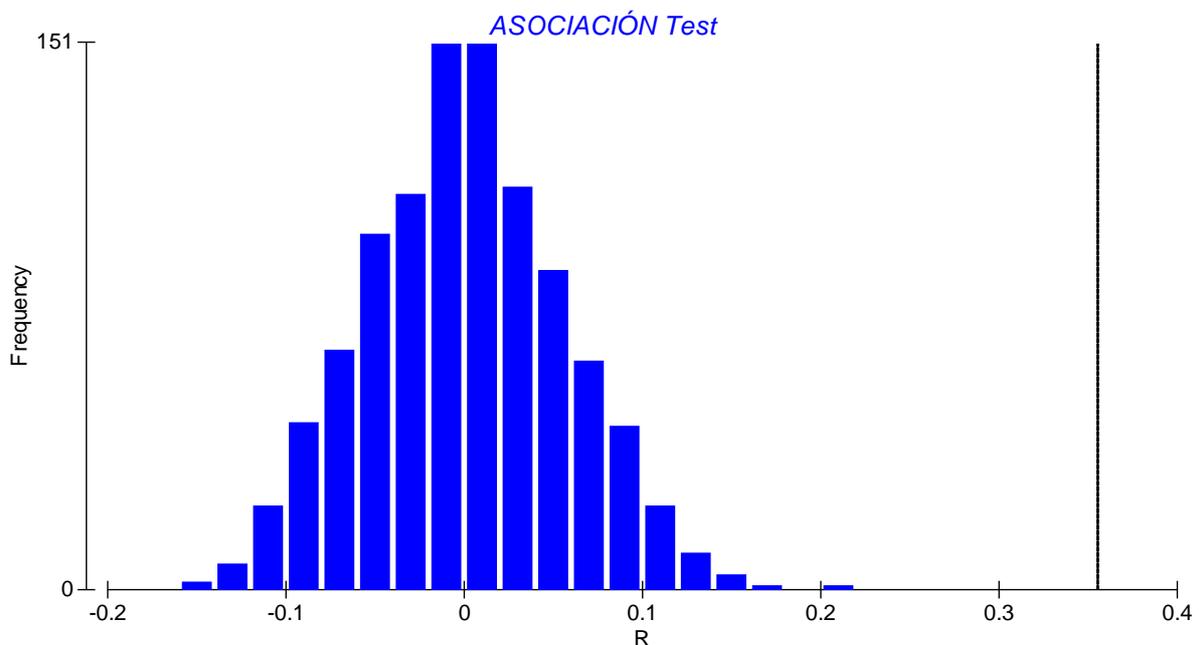


Figura 4.43 Test ANOSIM del valor de R observado (línea vertical a la derecha) y su frecuencia en las permutaciones aleatorias según el factor asociación vegetal.

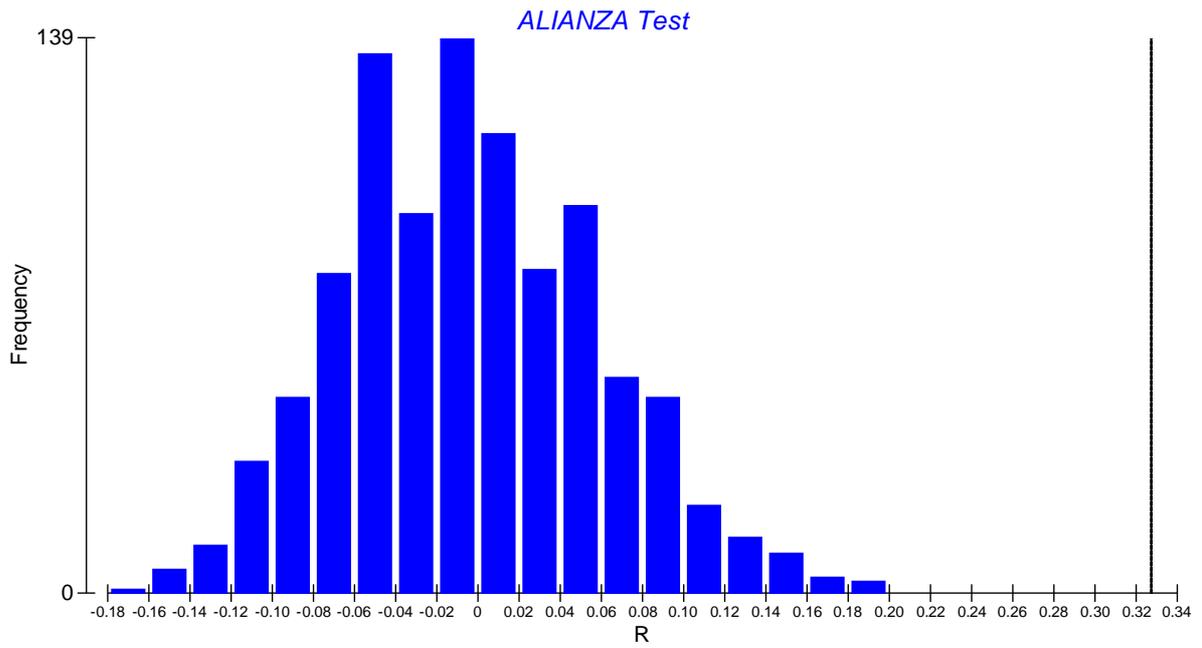


Figura 4.44 Test ANOSIM del valor de R observado (línea vertical a la derecha) y su frecuencia en las permutaciones aleatorias según el factor alianza vegetal.

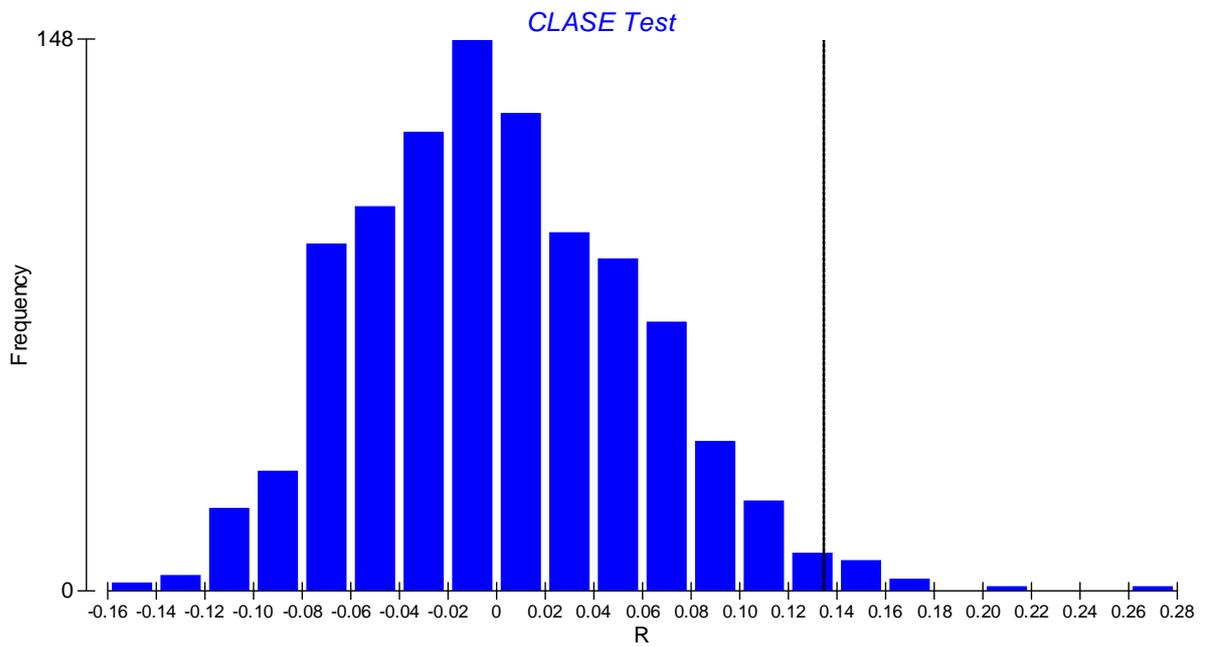


Figura 4.45 Test ANOSIM del valor de R observado (línea vertical a la derecha) y su frecuencia en las permutaciones aleatorias según el factor clase vegetal.

CAPÍTULO 5

INTERPRETACIÓN
Y
DISCUSIÓN

5 INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN

5.1 Introducción

Las comunidades de insectos y en particular las comunidades de hormigas, se ven afectadas directamente en su composición y estructura por las comunidades vegetales del lugar donde habitan (Bestelmeyer & Wiens, 1996; Retana & Cerdà, 2000; Alvarado, 2000; Wang *et al.*, 2001a y Lassau & Hochuli, 2004). La vegetación condiciona la disponibilidad de recursos alimenticios entre los que encontramos semillas, néctar, melaza producida por pulgones, un amplio espectro de presas y cadáveres de insectos entre otros. Aunque muchas hormigas son omnívoras (Hölldobler & Wilson, 1990), la gran mayoría de ellas manifiestan una preferencia marcada por determinados alimentos (Hölldobler & Wilson, 1990; Blüthgen *et al.*, 2004).

Algunos estudios muestran como la presencia de árboles aislados puede aumentar sensiblemente la matriz de hábitats y permitir la separación de las faunas arborícolas y terrestres de un prado siempre que se conserve la vegetación alrededor de los mismos (Gove *et al.*, 2009; Reyes-Lopez *et al.*, 2003). Si se trata simplemente de árboles solitarios sin un mínimo de vegetación a su alrededor, se favorece a las especies generalistas terrestres frente a las estrictamente arborícolas. Normalmente en estos microhábitats (árboles aislados), las influencias del ambiente favorecen a las especies más tolerantes y oportunistas (Gove *et al.*, 2009). En el Parc Natural de Sant Llorenç encontramos en muchas ocasiones árboles aislados (*Quercus ilex*), procedentes de encinares degradados, que estaban rodeados de matorral de romero y brezo (*Rosmarino-Lithospermetum*) o matorral de jaras y brezo (*Cisto-Sarothamnetum catalaunici*). También en algunas réplicas de matorral o de cantiles poco elevados (*Phlomido-Brachypodietum*) se observaron algunos pies de *Pinus halepensis* que posiblemente sobrevivieron a la tala o al fuego. Confirmamos que sobre los árboles aislados de las réplicas de *Rosmarino-Lithospermetum* o *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*, tanto en *Pinus* como en *Quercus*, en muy pocas ocasiones se encontraron especies estrictamente arborícolas como apuntaban Gove *et al.* (2009).

Los bosques más extensos mantienen mayores poblaciones de artrópodos especialistas que los árboles aislados (Ozanne *et al.* 2000), algo que en el caso de las hormigas puede condicionar la riqueza y abundancia de especies por diversos mecanismos:

a) Al generar un nivel de recubrimiento mayor o menor según el tipo de asociación vegetal, por ejemplo este recubrimiento es muy elevado en un encinar (*Viburno-Quercetum* subas. *viburnetosum*) y prácticamente nulo en un matorral de romero y brezo (*Rosmarino-Lithospermetum*); así, en las asociaciones con mayor nivel de cobertura vegetal (Ver Capítulo 8, Figura 8.1a), se pueden generar microclimas que pueden afectar positiva o negativamente a algunas especies de hormigas, no a nivel de riqueza sino a su composición (Bestelmeyer & Schooley, 1999).

b) La simple estructura física de una vegetación más compleja proporciona la oportunidad de más, y más variables, lugares de nidificación (Kaspari, 1996). Ello también ha sido estudiado en otros himenópteros (abejas y avispas) por Sobek et al.(2009).

c) La mayor diversidad de vegetación, implica la posibilidad de mayores, y variados, recursos tróficos (Arnan, 2006). Algunos estudios apuntan que las áreas con gran cobertura vegetal benefician a especies de hormigas dominantes, poco tolerantes a elevadas temperaturas (Rodrigo & Retana, 2006).

A pesar de que se han estudiado ampliamente aquellas relaciones, queda por explorar si se manifiesta una correlación entre la composición de la comunidad de hormigas y la fitosociología de las comunidades vegetales. La intención no es establecer una clasificación taxonómica de las comunidades de hormigas. La hipótesis inicial a explorar era la posible relación entre los tipos de vegetación (a nivel de asociación, alianza y clase) y la composición y estructura de las comunidades de hormigas (abundancia y riqueza).

El estudio de las comunidades de hormigas según las diferentes comunidades vegetales, en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, se realizó durante los años 2006 y 2007. Se usaron dos tipos de muestreo (trampas de caída y caza a vista). Se visitaron 17 tipos de vegetación agrupados en 11 asociaciones vegetales con varias réplicas de cada una (excepto la asociación *Erodio-Arenarietum*, con una única réplica: Z18) (media \pm d.e. por tipo de vegetación considerada a nivel taxonómico de asociación: 4.90 ± 1.97 réplicas). En este estudio se capturaron un total de 16342 hormigas de las cuales 6584 individuos, agrupados en 55 especies, se obtuvieron con las trampas de caída y 9758 hormigas pertenecientes a 57 especies con el método de caza a vista. Considerando

ambos métodos conjuntamente, se detectaron 61 especies de hormigas en el Parc. Natural de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac.

5.2 Justificación del uso de muestras de otros estudios

Para completar el inventario de especies del parque se utilizaron los datos del estudio “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac” (Anexo 2) realizado durante 2007 y las muestras de hormigas de otro estudio de invertebrados epiedáficos realizado durante 2006 (Dr. X. Santos, inédito). Los datos de estos dos estudios sólo se utilizaron para añadir cuatro nuevas especies al listado de especies del parque. No se tuvieron en cuenta en los análisis estadísticos del presente trabajo ya que los métodos de muestreo (caza con manga de vegetación y series de 5 trampas de caída de 8 cm de diámetro separadas entre ellas 10 m abiertas durante 14 días (Figura 5.1)) fueron distintos y los datos procedentes de diferentes tipos de muestreo no pueden ser comparados entre sí ya que resultan influenciados por la distancia de colocación de las trampas (Ward *et al.*, 2001), el tipo de trampa (Borgelt & New, 2005) y el periodo que se mantienen activas (Borgelt & New, 2006) entre otros factores.



Figura 5.1 Trampa de caída del estudio del Dr. X.Santos y del estudio “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac”



Figura 5.2 Trampa de caída utilizada en la tesis.

5.3 Justificación del uso de diversas técnicas

5.3.1 Comparativa de efectividad de los dos métodos de muestreo

Es sabido que diferentes técnicas de muestreo ofrecen diferentes resultados cuando se estudia la abundancia y la riqueza de hormigas de un transecto (Romero & Jaffe, 1989; Weeks & McIntyre, 1997; Bestelmeyer *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2001a; Schlick-Steiner *et al.*, 2006; y Lopes & Vasconcelos, 2008). Todos los métodos utilizados en el muestreo de hormigas, tienen ventajas e inconvenientes en términos como el coste, la calidad de las muestras, la repetitibilidad del muestreo y la detección de la abundancia relativa y riqueza de especies de la zona estudiada (Wang *et al.*, 2001b). Además, el uso de distintos métodos permite aumentar la probabilidad de obtener nuevas especies para cada zona (Delabie *et al.*, 2000). En este trabajo utilizamos dos métodos muy distintos: caza a vista y trampas de caída (Figura 5.2). Como era de esperar, no se detectó una relación significativa entre los datos de riqueza obtenidos con ambos al efectuar un análisis de regresión simple, utilizando el transecto como unidad de estudio (Figura 4.20). Además, si se comparan los dos tipos de muestreo utilizados en el presente estudio (método de trampas de caída y método de caza a vista), se puede observar que ofrecen resultados complementarios, aunque parcialmente distintos (Tabla 4.1). Algunas especies se capturaron con los dos métodos a la vez, pero bastantes de ellas se capturaron sólo con uno de los métodos.

5.3.2 Especies arborícolas

Si nos fijamos en las especies consideradas usualmente como arborícolas (especies que se desplazan, alimentan y nidifican siempre sobre las ramas de los árboles), con el método de caza a vista, se capturaron más ejemplares y en un mayor número de transectos que con el método de trampas de caída (Tabla 5.1). Dado que se capturaron 497 ejemplares de especies arborícolas de las 6584 hormigas caídas en trampas y 472 pertenecen a dos especies muy numerosas (*Crematogaster scutellaris* y *Temnothorax lichtensteini*, o sea un 7.6 %), se requiere una explicación para las mismas. Hay varias: es posible que el lugar de forrajeo de ambas especies incluya, además del medio arborícola, parcialmente las inmediaciones del árbol. Otra posibilidad es que haya poblaciones de *T. lichtensteini* nidificando en estructuras (ramillas, caracoles, hendiduras de piedra) situadas en el suelo. Si no tenemos en cuenta estas dos especies, el resto de especies –ahora sí, estrictamente arborícolas- representan un 0.4 %, una fracción muy pequeña del total de hormigas capturadas en trampas. Esto último se

aplica a *C. truncatus*, *T. angustulus*, *T. kraussei*, *T. rabaudi* y *D. quadripunctatus*. Esto indica, como era de esperar, que el método de trampas de caída dispuestas en el suelo no resulta muy eficaz para muestrear este tipo de especies. Quizás hubieran dado mejor resultado las trampas de caída para especies arborícolas, diseñadas para muestreo de otros grupos como las construidas por Pinzón y Spence (2008). Con el método de caza a vista se han capturado estas especies arborícolas en un mayor número de réplicas a excepción de *Temnothorax lichtensteini* que puede habitar la base de algunos árboles y desplazarse por el suelo por lo que no se la considera arborícola estricta. Esta especie aparece en un mayor número de réplicas con el método de trampas de caída, posiblemente debido a que ha pasado desapercibida en la caza a vista, por su pequeño tamaño y a que posee sociedades formadas por pocos individuos.

Se trata pues de dos métodos complementarios y según varios autores es preferible utilizar un conjunto de métodos de muestreo que usar tan sólo uno de ellos (Bestelmeyer et al., 2000; Fisher et al., 2000).

Tabla 5.1 N° de individuos y n° de réplicas en las que se han capturado especies arborícolas según diferentes métodos de muestreo.

	Método trampas		Método caza a vista
	N° individuos	N° réplicas	N° réplicas
<i>Camponotus truncatus</i>	6	3	12
<i>Crematogaster scutellaris</i>	266	28	32
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	4	3	5
<i>Temnothorax angustulus</i>	0	0	1
<i>Temnothorax kraussei</i>	9	5	20
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	206	24	15
<i>Temnothorax rabaudi</i>	6	6	9

5.4 Relación entre abundancia y riqueza

Cuando se estudian las poblaciones de hormigas de un ecosistema, es lógico que al aumentar el número de individuos capturados (abundancia) aumente el número de especies encontradas (riqueza). En el presente estudio aparece una relación significativa entre la abundancia y la riqueza tanto si se utiliza la trampa de caída como si se utiliza el transecto como unidad de muestreo. Dado que no se capturaron el mismo número de individuos por trampa ni por transecto, cosa por otro lado altamente improbable en la naturaleza, es obvio que el número de especies encontradas en cada trampa o transecto dependían positivamente del número de individuos caídos y de forma indirecta de la movilidad que aquellas especies tuvieran los días que las trampas permanecieron activas.

Algunas especies como *Messor barbarus*, *Pheidole pallidula* o *Lasius grandis* entre otras, tienen sociedades formadas por cientos de obreras, lo que las hace caer siempre en alguna de las trampas situadas cerca del nido. Otras, como tienen sociedades de unas pocas obreras, son más difíciles de detectar, y pueden encontrarse en un lugar determinado y no ser capturadas por ninguna trampa. Es el caso de *Stenamamma debile* o *Stenamamma striatulum* de las que se obtuvieron pocos ejemplares en trampas (solo en 1 trampa de todo el muestreo) y en cambio se detectaron en tres transectos con el método de caza a vista.

Aunque al utilizar los datos de presencia/ausencia todas las especies tienen el mismo valor, no todos los individuos capturados aportan la misma información, ya que algunas especies son más difíciles de capturar que otras tanto por su abundancia como por el tipo de vida. El tamaño de las sociedades y la estrategia de forrajeo epigea o hipogea pueden determinar también el impacto ecológico de algunas especies (Beckers et al., 1989; Schlick-Steiner et al., 2006). Las hormigas hipogeas como *Leptanilla revelierii* que nunca salen al exterior y viven en pequeñas fisuras en el interior del suelo (Masuko, 1990), son muy difíciles de detectar si no se utilizan métodos específicos de búsqueda como el lavado de tierras (Agosti & Alonso, 2000) o el método propuesto por Wallwork (1970) (pag.254) para la extracción de *Symphyla* mediante varios recipientes con decantador. En el presente estudio capturamos un macho de *Leptanilla*, posiblemente (no se le puede adjudicar una especie sin determinar sus obreras) de la especie *Leptanilla revelierii*, en una trampa del lecho de un torrente. Esta especie –identificada en una obrera- ha sido encontrada en el Vallés Occidental (Palau de Plegamans) (Herraiz & Espadaler, en prensa), y dado que no se conoce ninguna otra especie en

Cataluña, es probable que nuestro macho pertenezca a esta especie. Aunque de difícil captura debido a su modo de vida y a su tamaño (1,2 mm de longitud), hasta la fecha, este género no se había detectado en Cataluña en un ecosistema natural más o menos maduro, sino en zonas más o menos degradadas de suelo arcilloso y con poca materia orgánica (Dr. X. Espadaler, comunicación personal). Por otro lado, las hormigas de menor tamaño más comunes, como *Plagiolepis pygmaea* o *Solenopsis* cayeron en mayor número, en un mismo transecto, (número total de individuos caídos en trampas = 115 y 164, capturados en 28 y 37 réplicas respectivamente) que especies con obreras de mayor tamaño como *Camponotus sylvaticus* o *Camponotus pilicornis* (número total de individuos caídos en trampas = 5 y 6 respectivamente, capturados en 4 y 5 réplicas respectivamente). Ello puede deberse a la menor movilidad de estas especies, a la escasez de nidos o a presentar sociedades menos numerosas, aunque en algunos nidos de *Camponotus pilicornis* se contaron hasta medio centenar de obreras.

También observamos que las especies con obreras que utilizan el reclutamiento como *Pheidole pallidula* (417 en la Z62) o *Tapinoma nigerrimum* (91 individuos en la Z64) y *Aphaenogaster subterranea* (66 individuos en la Z60) se capturaron en mayor número en las trampas, pudiendo afectar negativamente la caída de otras especies.

Debido a esta variabilidad entre las densidades de las poblaciones de las especies capturadas en el estudio, utilizamos además de los datos de abundancia y riqueza, los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef.

5.5 Relación entre los índices de diversidad y el tipo de vegetación

Si se utilizan los índices de diversidad α (Shannon-Wiener, Simpson y Margalef) en lugar del número de especies, se da un peso diferente a cada especie, dado que algunos índices como Shannon-Wiener dan mayor peso a las especies más abundantes (Southwood & Henderson, 2000), el índice de Simpson es poco sensible a la riqueza específica (Magurran, 2004) y en cambio, el índice de Margalef es más sensible a la riqueza específica. Al utilizar los índices de diversidad en lugar de los datos de riqueza de cada transecto, se detectan diferencias significativas entre los índices de las asociaciones vegetales (Tabla 5.2). Entre los índices de Shannon-Wiener se pueden detectar diferencias significativas entre las comunidades vegetales a nivel de asociación y alianza. También aparecen diferencias significativas entre los índices de Margalef a nivel de asociación, alianza y clase. Sin embargo, sólo se detectan diferencias significativas entre los índices de Simpson a nivel de alianza vegetal. Como era de esperar (Magurran, 1988), los tres índices presentan una fuerte correlación entre sí (Tabla 4.27).

Tabla 5.2 Probabilidad obtenida en el ANOVA de los índices de diversidad a nivel de asociación, alianza y clase. (* P < 0.05).

	Shannon-Wiener	Simpson	Margalef
Asociación	0.034*	0.070	0.030*
Alianza	0.033*	0.043*	0.024*
Clase	0.081	0.244	0.009*

5.6 Completitud de los inventarios

Se calcularon los estimadores del número de especies esperado para el Parc con los datos obtenidos con el método de trampas de caída. Obviamente el valor más pequeño correspondió al número de especies observadas (Sobs (media \pm d.e.) = 55 ± 3.32), ya que resulta prácticamente imposible capturar el 100% de las especies de cada réplica. El estimador Chao 1 (Chao, 1984; Chao & Lee, 1992; Smith & Van Belle, 1984) que se basa en el número de especies raras de la muestra, nos indica que se esperaría encontrar 69 ± 13.25 especies. Según el estimador Jackknife de 1^{er} orden desarrollado por Heltshe & Forrester (1983) y Burnham & Overton (1978), que se basa en las especies que salen sólo en una muestra (una trampa) (Colwell & Coddington, 1994; Palmer, 1991) se esperaría encontrar (media \pm d.e.) 67.75 ± 3.67 especies. Según el estimador ICE (Incidence based Coverage Estimator) se esperaría encontrar (media \pm d.e.) 65.5 ± 0.01 especies. I, finalmente, con el estimador Jackknife de 2^o orden desarrollado por Burnham & Overon (1978) que se basa en el número de especies que salen en tan sólo una muestra y en el número de especies que caen en exactamente dos muestras (Palmer, 1991; Krebs, 1989), nos dice que se esperaría encontrar 74.59 especies. Como encontramos un total de 65 especies con los diferentes tipos de muestreo, y si seguimos el árbol de decisión propuesto por Brose *et al* (2003) que nos lleva a escoger como estimador más adecuado el Jackknife de 1er orden, podemos concluir que hemos encontrado el 95.97% de las especies del Parc. Podemos considerar que los inventarios muestran un dibujo bastante aproximado a la realidad de las especies que viven en el Parc, según el número de especies capturado. Era de esperar que algunas especies encontradas en las proximidades del Parc (*Hypoponera eduardi* (Forel, 1894), *Hypoponera abeillei* (André, 1881), *Hypoponera punctatissima* (Roger, 1859), *Pyramica membranifera* Emery, 1869, entre otras) aparecieran en el mismo, pero o por tratarse de especies poco comunes o bien de vida hipogea, han pasado desapercibidas en nuestros métodos de muestreo.

5.7 Comparativa entre los dos años

El muestreo se realizó durante dos años, y era posible que los datos obtenidos en cada uno de ellos estuvieran sesgados debido al aprendizaje personal en la detección de especies durante la caza a vista. Pensamos poder descartar esta fuente de variación ya que no se detectaron diferencias significativas entre los datos de riqueza obtenidos por el método caza a vista (media nº especies/transecto \pm d.e.; 2006: 10.47 ± 3.73 ; 2007: 10.31 ± 4.21) ni tampoco si se incluyen también los datos de trampas de caída (media nº especies/transecto \pm d.e.; 2006: 15.19 ± 4.18 ; 2007: 17.77 ± 5.34).

Otra posible fuente de variación, que no sesgo, en los datos era el factor climático, que afecta directamente la actividad general de las hormigas y, por tanto, la probabilidad de su captura en las trampas. Esto se demostró como cierto pues se detectaron diferencias significativas en los datos de abundancia obtenidos por el método pasivo de trampas de caída entre los dos años (media nº individuos/transecto \pm d.e.; 2006: 99.78 ± 97.28 ; 2007: 212.69 ± 122.06 ; media nº individuos/trampa 2006: 5 ± 4.84 ; 2007: 10.75 ± 6.10), tanto si tomamos el transecto o la trampa de caída como unidad de estudio. Igualmente, se detectaron diferencias significativas en los datos de riqueza obtenidos por el método de trampas de caída entre los dos años (media nº especies/transecto \pm d.e.; 2006: 8.7 ± 4.1 ; 2007: 12 ± 3.7 ; media nº especies/trampa 2006: 0.44 ± 0.2 ; 2007: 0.61 ± 0.19).

En la zona estudiada, según los datos de pluviometría del observatorio de Rellinars, la pluviosidad acumulada hasta la fecha de muestreo fue de 9.6 mm en julio, 51.8 mm en agosto, 151.2 mm en septiembre y 117.6 mm en octubre de 2006 y de 1.4 mm en julio de 2007 (Tabla 1.1). En los datos obtenidos de dos zonas más húmedas del parque (Sant Llorenç Savall y Vall d'Horta), también aparece 2007 como un año más seco (Tabla 1.2). Las temperaturas medias mensuales de ambos años para estos observatorios mostraron también un cambio, siendo 2006 un año más cálido que 2007 (Tabla 1.1 y 1.2). Es posible pues, que durante 2007 hubiera más actividad debido a las temperaturas más moderadas, y, por la menor pluviosidad las hormigas cayeran en mayor número (algo más del doble), al buscar agua en las trampas.

Puesto que en 2007 se recolectaron un mayor número de individuos, ello se tradujo en un mayor número de especies. Véase la relación significativa entre la abundancia y riqueza a la escala de cada transecto o de cada trampa de caída (Figura 4.15). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre el número de especies total capturado mediante los dos métodos de muestreo considerados conjuntamente, entre los

dos años, lo cual puede interpretarse como que cualitativamente (= n° de especies) las parcelas muestradas el segundo año no difieren, globalmente, en terminos de riqueza, de las muestradas el primer año.

5.8 Efecto de la altitud

Hay multitud de trabajos sobre la relación que se establece entre la altitud y la abundancia y riqueza de las comunidades de hormigas de zonas montañosas (Kusnezov, 1957; Samson et al., 1997; Lomolino, 2001; Fisher, 2002; Sanders, 2002; Sanders et al., 2003). Las hormigas suelen presentar una respuesta negativa a la altitud aunque dicha respuesta va decreciendo al aumentar la latitud (Ward, 2000), disminuyendo la abundancia y la riqueza al aumentar la misma (Kusnezov, 1957; Samson et al., 1997; Wang et al., 2001a; Fisher, 2002; Sanders, 2002) excepto en algunos ecosistemas áridos con un elevado grado de temperatura, en los que la riqueza de especies de hormigas aumenta con la altitud que facilita un mayor nivel de humedad y paralelamente una temperatura relativa menor (Sanders et al., 2003). En los transectos estudiados en el parque, la altitud variaba desde los 343 m de hasta los 820 m. No representaba un intervalo demasiado grande (477 m) y no se detectó estadísticamente que la altitud afectara a la abundancia con el método de trampas de caída, al usar el transecto ($r^2 = 0.015$; $P = 0.404$) o la trampa ($r^2 = 0.016$; $P = 0.390$) como unidad de muestreo.

En cambio sí que se puede observar una relación significativa, entre la altitud y la riqueza de especies, al utilizar los datos de riqueza obtenidos con el método de trampas de caída, tanto si se toma como unidad el transecto ($r^2 = 0.087$; $P = 0.040$) (Figura 4.23 izquierda) o la trampa ($r^2 = 0.085$; $P = 0.042$) (Figura 4.23 derecha), aunque expliquen una fracción pequeña de la variación total. Al utilizar los datos obtenidos con el método de caza a vista no se observa ninguna relación entre la altitud y la riqueza ($r^2 = 0.058$; $P = 0.096$) (Figura 4.24 izquierda).

Si se utilizan los datos del número total de especies encontradas con ambos métodos en cada transecto, aparece una relación significativa entre la altitud y la variable respuesta ($r^2 = 0.167$; $P = 0.004$) (Figura 4.24, derecha). El coeficiente de determinación (r^2) aumenta si se utilizan los datos de los dos métodos a la vez siendo el 16.7 % de la riqueza de especies explicado por la altitud.

5.9 Relación entre el tipo de vegetación y la abundancia y riqueza de hormigas

La composición de las comunidades de plantas (la identidad de las especies) es tan importante como el número de especies que hay en un ecosistema ya que cada especie da al ecosistema una estructura física determinada como la cubierta vegetal y la creación de diferentes microambientes (Swift & Anderson, 1993). Según algunos autores, existe una relación entre el tipo de vegetación y la abundancia y riqueza de hormigas de una zona (York, 2000; Retana & Cerdá, 2000; Wang *et al.*, 2001a). Así para Lassau *et al.* (2005), la estructura y composición de las poblaciones de artrópodos en general y de hormigas en particular, está estrechamente asociada a la complejidad del hábitat. Esta relación puede utilizarse para, manteniendo ciertos hábitats con determinadas especies vegetales, permitir la supervivencia de especies emblemáticas, raras o protegidas. Algunos autores han estudiado la efectividad de la conservación de determinadas especies y géneros vegetales para conservar la biodiversidad de insectos de prados de Chicago, aunque anuncian que posiblemente podría aplicarse a regiones templadas (Panzer & Schwartz, 1998).

5.9.1 Abundancia

En el presente estudio, hemos detectado algunas diferencias significativas, a nivel de abundancia, y para la jerarquía taxonómica de alianza, para algunas de las 9 alianzas estudiadas (Figura 4.29), tanto si se toma como unidad de muestreo el transecto o la trampa de caída (Tabla 5.3). No observamos diferencias significativas, a nivel de abundancia entre las 10 asociaciones ni entre las 6 clases estudiadas (Tabla 5.3). Ello puede deberse a que trabajamos con una muestra de pocas réplicas (media \pm d.e. de asociación: 4.90 ± 1.97 réplicas), y las réplicas de una asociación fueron bastante heterogéneas entre sí, encontrándose por ejemplo una gradación en los encinares que iba desde una cubierta vegetal total hasta encinas espaciadas con claros entre ellas. En las asociaciones de *Rosmarino-Lithospermetum* o *Cisto-Sarothamnetum catalaunici* algunas réplicas presentaban algún *Quercus* aislado, pero otras estaban rodeadas por *Erico-Thymelaetum tinctoriae* subsp. *Ulicetosum* con *Pinus halepensis* con lo que fue posible un contagio de especies de una asociación a otra. Siempre que ello fue posible se dejaron unos 15 m de distancia para evitar el efecto de borde. En algunos transectos no resultó viable dejar esta distancia al borde. En las réplicas del lecho de rieras y torrentes fue imposible encontrar rieras de más de 30 m de anchura. Esto quizá influyó en que esta asociación *Rubo-Coriarietum* se separara más de las demás en el clúster

(Figura 4.39) por un efecto de contagio de especies de las zonas colindantes. Algunas especies del género *Myrmica* pueden disminuir su abundancia relativa y otras aumentarla significativamente (*Lasius niger*, *Lasius flavus*) (Dauber & Wolters, 2004). Aunque algún estudio de otro grupo de insectos (coleópteros) parece indicar que no se observan diferencias entre la abundancia y riqueza de especies en transectos situados a diferentes distancias del borde, para la muchos autores, este efecto de borde puede confundir las observaciones ya que los bordes de los ecosistemas pueden representar un ecotono donde aumente la riqueza de especies (Abensperg-Traun & Smith, 1999 y Ribas et al., 2005). También puede favorecer la presencia de especies que intenten colonizar un nuevo hábitat (Santos & Tellería, 2006; Sobrinho & Schoereder, 2007). En el caso de estos ecotonos, el efecto de borde puede ser muy grande si éste tiene un gran perímetro en proporción a su área (Ribas et al., 2005) llegando incluso a perjudicar a las especies autóctonas de los ecosistemas aislados, por la intrusión de especies procedentes del ecotono periférico (Santos & Tellería, 2006).

5.9.2 Riqueza

No aparecen diferencias significativas entre la riqueza de especies de las distintas asociaciones, alianzas o clases con los datos obtenidos por el método de trampas de caída, tanto si tomamos el transecto o la trampa como unidad de muestreo (Tabla 5.3). Tampoco nos aparecen diferencias significativas entre la riqueza de especies de las distintas asociaciones, alianzas o clases a partir de los datos del muestreo por el método de caza a vista (Tabla 5.3) Sí nos aparecen diferencias significativas entre la riqueza de especies de las clases si tomamos los datos obtenidos por los dos métodos (caza a vista y trampas de caída) conjuntamente (Figura 4.35) (Tabla 5.3). Como ya se ha comentado anteriormente, pensamos que los dos métodos se complementan y nos ofrecen una visión más próxima a la real de la riqueza de especies de los distintos transectos.

Tabla 5.3 Probabilidades (P) obtenidas en el ANOVA de abundancia o riqueza, según el nivel jerárquico fitosociológico de asociación, alianza y clase (* P < 0.05).

	Abundancia		Riqueza (método trampas)		Riqueza (método caza a vista)	Riqueza (ambos métodos)
	transecto	trampa	transecto	trampa	Transecto	transecto
Unidad						
Asociación	0.052	0.056	0.175	0.172	0.394	0.164
Alianza	0.031*	0.034*	0.185	0.177	0.296	0.123
Clase	0.867	0.870	0.060	0.054	0.207	0.034*

5.9.3 Estructura de las comunidades de hormigas

Si bien a nivel de abundancia no se observan diferencias significativas entre las distintas asociaciones (si para las alianzas), y a nivel de riqueza no se observan diferencias significativas en ninguna categoría fitosociológica, a nivel de estructura de las comunidades sí que parece que éstas dependen no del azar sino de la comunidad vegetal en la que habitan tanto a nivel de asociación, alianza y clase vegetal. Si tenemos en cuenta la estructura de las comunidades de hormigas, es decir, no sólo el número de especies e individuos sino la identidad de cada una de las especies en cada una de las réplicas, y analizamos los datos a partir de una matriz de similitudes aplicando la distancia de Bray-Curtis, nos aparecen diferencias significativas entre las diferentes réplicas, tomando como factor la asociación, la alianza o la clase vegetal. Si observamos el estadístico R obtenido al calcular un ANOSIM, se puede ver que la distribución de especies en cada una de las asociaciones no responde al azar sino al tipo de asociación vegetal que se encuentra en cada zona. Lo mismo puede aplicarse a nivel de alianza y clase vegetal.

5.10 Hormigas parásitas y esclavistas

Es sabido que un bosque maduro presenta más y mejores recursos en el medio, tanto de tipo trófico, como físico. En él pueden encontrarse algunas especies parásitas sociales y esclavistas que precisan de una especie hospedadora. Si se encuentran dichas especies parásitas o esclavistas, puede afirmarse que se trata de un ecosistema maduro con un bajo nivel de manipulación humana (Buschinger, 1985; Passera & Aron, 2005). Se trata también de un hábitat que debe ser protegido y registrado dada la rareza de éstas especies (Buschinger, 1987). Para ello podemos basarnos en estudios como los de Panzer & Schwartz (1998) que concluyen diciendo que la protección de las especies raras (en nuestro caso parásitas sociales y esclavistas), posiblemente requerirá un detallado conocimiento de la identidad de éstas y de su distribución en la zona estudiada. En el parque se han detectado algunas especies parásitas sociales temporales (*Lasius carnolicus* y *Lasius mixtus*), una especie parásita social permanente (*Plagiolepis xene*) y tres especies esclavistas (*Polyergus rufescens*, *Strongylognathus testaceus* y *Chalepoxenus kutteri*).

Las hormigas parásitas son capturadas en pocas ocasiones, aunque si se buscan específicamente pueden aparecer como más abundantes (Buschinger, 1987).

Lasius carnolicus se detectó sólo en la réplica Z68 de *Rubo-Corietum*, a una altitud de 379 m. *Lasius mixtus* se capturó en tres tipos de asociación vegetal, lo que parece indicar que se trata de una especie menos vinculada al tipo de vegetación, a la altitud o a una especie parasitada en concreto. Se encontró en *Rosmarino-Lithospermetum* a 505 m, en *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* a 711 m y en *Rubo-Corietum* a 379 m. Para esta especie parásita temporal, sus huéspedes potenciales son hormigas de diferentes especies del género *Lasius s.str.*

Plagiolepis xene es una especie parásita social permanente cuya(s) reina(s) vive(n) en las sociedades de *Plagiolepis pygmaea*. Según algunos autores, las poblaciones de esta especie parásita parecen mostrarse dispersas en el espacio, lo que puede implicar un bajo flujo genético entre sus poblaciones (Espadaler & Cagniant, 1991). La hemos encontrado en varias ocasiones (9) en las siguientes asociaciones vegetales: *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* a 488 m, *Rosmarino-Lithospermetum* a 783 m, *Rosmarino-Lithospermetum* a 616 m, *Cisto-Sarothamnetum catal -Queraunici*.a 566 m, en la Zona Quemada a 473 m, *Rubo-Corietum* a 570 m, *Buxoquercetum pubescentis subas. Hylocomio-Pinetosum sylvestris* a 803 m, *Cisto-*

Sarothamnetum catalaunici a 463 m y *Rubo-Corietum* a 379 m, siempre bajo piedras junto a la especie parasitada o en trampas de caída. Se trata de una especie que no puede usarse como bioindicador del buen estado de un ecosistema maduro, ya que aparece en muchas zonas del parque, y alguna de ellas se encuentra algo degradada por el hombre o por el fuego.

Polyergus rufescens se detectó en tres réplicas de tres asociaciones distintas: *Rubo-Corietum* a 570 m, *Viburno-Quercetum Ilicis subas. Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum subas. Hylocomio-Buxetosum* a 769 m y *Buxo-Quercetum pubescentis subas. Hylocomio-Pinetosum sylvestris* a 711 m. Esta especie es esclavista de los nidos de *Formica* y necesita encontrar poblaciones prósperas de *Formica subrufa*, *Formica gerardi*, *Formica rufibarbis* o *Formica gagates* para tomar esclavas y sacar adelante sus larvas. En el parque la hemos observado sus razzias en dos ocasiones en un enzar bastante denso, en la zona 55 (Figura 5.3), desplazándose hasta un hormiguero de *Formica gerardi*, robando larvas o pupas. Ha sido detectada en un total de 3 réplicas, *Rubo-Corietum* a 570 m, *Viburno-Quercetum Ilicis subas. Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum subas. Hylocomio-Buxetosum* a 769 m y *Buxo-Quercetum pubescentis subas. Hylocomio-Pinetosum sylvestris* a 711 m. Estas tres réplicas se encuentran en lugares bastante apartados de carreteras transitables en vehículo, algo que las hace poco accesibles para el público. Esta especie puede utilizarse como bioindicador del buen estado de estas asociaciones vegetales.

Se ha separado un ejemplar de *Chalepoxenus kutteri* de las trampas de caída de una réplica de enzar con *Pinus halepensis*. Se obtuvo la muestra de la zona control de bosque intacto en el estudio “Seguiment integral de la recolonització faunística postincendi, a la zona afectada per l’incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac”. Se trata de una especie de un género poco frecuente con una distribución geográfica aislada y una baja densidad en sus poblaciones (Espadaler & Restrepo, 1983). Algunos autores sugieren que puede deberse a que estos géneros se encuentran en un callejón evolutivo sin salida (Wilson, 1963; Baroni Urbani, 1967). Esta especie es esclavista entre otras de *Temnothorax recedens* (Collingwood & Yarrow, 1968), *Temnothorax rabaudi* (Acosta, 1980) y *Temnothorax unifasciatus* (Collingwood *leg. det.* VIII-77), las tres especies presentes en el parque.

En el mismo estudio se encontró un ejemplar de *Strongylognatus testaceus* en la misma zona que *Chalepoxenus kutteri*. Esta especie es esclavista de *Tetramorium*. Parece indicar pues que en algunas zonas del parque se encuentran ecosistemas maduros, y merece la pena mantenerlos a salvo de un acceso enteramente libre, evitando la construcción de pistas o carreteras que se lo facilite.



Figura 5.3 Transecto Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae*, donde se detectó la especie *Polyergus rufescens*.

5.11 Hormigas invasoras

En un municipio cercano al Parc (Sabadell) se observaron poblaciones de hormiga argentina (*Linepithema humile*), pero en ningún estudio realizado en el parque ni en sus alrededores (Matadepera, Sant Llorenç Savall, Rellinars y Castellar del Vallés) se obtuvo ningún ejemplar. Es quizás cuestión de tiempo que llegue a colonizar las zonas más humanizadas y con mayor gradiente de humedad. Ya algunos estudios indican que hay una relación entre el nivel de humedad y la distribución y la supervivencia de la hormiga argentina (Walter & Mackay, 2003).

Se capturaron varios ejemplares de la hormiga invasora *Lasius neglectus*. Se trata de una hormiga procedente de Asia menor que se describió como invasora poligínica en Budapest (Hungría) (Tartally, 2000a; Tartally, 2000b; Tartally et al, 2004; Tartally, 2006), en Asia (Schultz & Seifert, 2005), en Polonia (Czechowska & Czechowski, 1999; Czechowska & Czechowski, 2003), en España (Cremer et al., 2006; Cremer et al., 2008; Espadaler, 1999; Espadaler & Bernal, 2003; Espadaler & Rey, 2001; Herraiz & Espadaler, 2007; Espadaler et al., 2007; Paris, 2005; Rey & Espadaler, 2005), en Suiza (Neumeyer, 2008), en Rumanía (Markó, 1998) y en Bélgica (Dekoninck et al., 2002; Dekoninck et al., 2007). Esta especie habita también en lugares con un alto gradiente de humedad como el transecto Z64 que presenta la asociación *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum* situado a 350 m de altitud, con una vegetación de bosque de ribera a los lados del río Ripoll en un lugar muy humanizado en el que hay una caseta con varias barbacoas rodeada por algunas mesas de madera para picnic. El hecho de vivir en zonas tan húmedas posibilita que esta especie sea infestada por hongos como *Laboulbenia formicarum* (Herraiz & Espadaler, 2007). Todos los ejemplares de *Lasius neglectus* se observaron meticulosamente por si aparecían parasitados por algún hongo, pero no se detectó ningún individuo portador. Dado que sólo se ha capturado en una zona muy concreta del parque, quizás se podría intentar contener el avance de esta hormiga invasora utilizando para ello una combinación de métodos de erradicación como los mencionados por Rey & Espadaler (2004) que incluyen la eliminación de melazas y otros recursos alimentarios, los tratamientos químicos y la limitación al acceso a los árboles. Como tratamientos químicos podrían utilizarse la fumigación muy puntual de árboles, el rociado de algunos troncos y la limpieza del perímetro de las construcciones (Klotz et al 2008). Estas fumigaciones deberían realizarse teniendo siempre presente que se trata de un parque natural y es de vital importancia proteger las

especies autóctonas. Un método que a priori puede parecer más drástico pero que resulta muy eficaz, es la extracción física de los nidos, mediante técnicas de excavación, eliminando obreras, reinas, huevos, larvas y pupas (Dr. X. Espadaler, comunicación personal).

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

1. En el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, se han detectado 65 especies de hormigas, pertenecientes a 21 géneros y 5 subfamilias.
2. Se ha descrito la reina de *Lasius cinereus* Seifert, encontrada en varios transectos del Parc.
3. En el Parc se encuentra una especie invasora, *Lasius neglectus*, la cual sería aconsejable erradicar en breve dado que aún no se ha extendido por el Parc.
4. Se puede afirmar que existe una relación inversamente proporcional entre la altitud y la abundancia y riqueza de especies de hormigas de los transectos estudiados.
5. Existen diferencias significativas entre los índices de diversidad de Shannon – Wiener de las diferentes asociaciones vegetales estudiadas en el Parc Natural. Lo mismo puede decirse de los índices de diversidad de Margalef. No se encontraron diferencias significativas entre los índices de diversidad de Simpson de las asociaciones vegetales estudiadas.
6. No se detectaron diferencias significativas ni entre la abundancia ni entre la riqueza de las asociaciones vegetales estudiadas, en cambio se observaron diferencias significativas entre los datos de abundancia de las alianzas vegetales estudiadas.
7. La estructura de las comunidades de hormigas que se encontró en cada una de las asociaciones vegetales tiene una identidad propia y su composición no es debida al azar.
8. Como consecuencia de lo anterior y dado que es cierto que las hormigas responden a las condiciones del medio, se puede establecer la bondad o utilidad de las hormigas como organismos indicadores, vinculados a la vegetación en la zona de estudio.

CAPÍTULO 7

PUBLICACIONES

1. El presente estudio ya ha dado resultados en forma de publicaciones como una comunicación impartida en la “VII Trobada d’Estudiosos del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac” el 19 de Noviembre de 2009 al Parc Audiovisual de Catalunya a Terrassa.
2. Un resumen de parte de los resultados de la tesis fue presentado en una ponencia en las V Jornadas Taxonómicas de Mirmecología TAXOMARA 2010 en Ronda (Málaga) con el título: “Estudio de las comunidades de hormigas del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac” el 1 de Julio de 2010.
3. Datos de esta tesis forman parte de una nota breve sobre *Leptanilla revelierii* enviada al Butlletí de la Institució Catalana d’Història Natural.
4. Durante el muestreo de esta tesis se estudiaron varios nidos de *Lasius cinereus* Seifert y se obtuvieron reinas que se describen en la publicación del Anexo 3.

CAPÍTULO 8
DESPUÉS DE LA TESIS

Obviamente, durante este estudio han surgido dudas y oportunidades de estudio de temas que no han sido contemplados en la misma. Se anotan a continuación los que nos parecen más interesantes y que nos proponemos explorar debidamente.

1. Durante la toma de muestras de esta tesis, se fueron anotando algunos datos ecológicos como el número de piedras por metro cuadrado, la presencia o ausencia de musgo (indica cierto grado de humedad), la altura de la vegetación cercana a la trampa y la inclinación del terreno de las réplicas tomadas durante el segundo año. En el lugar de cada trampa, también se tomó una fotografía utilizando un trípode elevado 30cm con una cámara Nikon D70 , un objetivo Nikkor DX 18-70 mm 1: 3.5- 4.5 DG fijo a 18 mm con apertura 3.5 y una lente ojo de pez Soligor super fisheye 0.25x que transformaba el objetivo de 18 mm en uno de 4.5 mm y permitía captar una foto circular de 10 m de diámetro. La fotografía se realizó enfocando hacia el cielo, sin utilizar flash y tomando una instantánea de la cobertura vegetal de la zona (Figura 8.1). Si se observan las fotografías de la Figura 8.1 La cobertura vegetal que afecta a las hormigas va desde la prácticamente ausencia de sombra (Figura 8.1e. *Phlomidio-Brachypodietum*) hasta la cobertura casi total (Figura 8.1a. *Viburno-Quercetum subas. Viburnetosum*). Todos estos datos pueden ser analizados y explorados con técnicas multivariantes como el Análisis de Componentes Principales para ver su participación en la composición de las comunidades de hormigas de cada agrupación vegetal.

Fotos de cobertura de las asociaciones vegetales



a. *Viburno-Quercetum subas. viburnetosum*



b. *Buxo-Quercetum pubescentis*



c. *Eryco-Thymelaetum tinctoriae*



d. *Erodio-Arenarietum*



e. *Phlomido-Brachypodietum*



f. *Amonodonto-Moehringietum*



g. *Doronico-Fraxinetum*



h. *Rubo-Coriarietum*



i. *Rosmarino-Lithospermetum*



j. *Cisto-Sarothamnetum catalaunicum*

Figura 8.1 Cobertura vegetal de las asociaciones

2. Queda pendiente el análisis y estudio de los datos de 100 trampas de caída colocadas en 2006 por el Dr. X. Santos en este parque natural, datos utilizados en parte para ampliar en dos especies la riqueza de hormigas determinada en el parque.

3. Sería interesante hacer un seguimiento de la población de *Lasius neglectus* encontrada en una de las réplicas de bosque de ribera del parque, concretamente en la zona de las Arenas (réplica Z64), dado que se trata de una especie invasora que se encuentra en los primeros estadios de su entrada en este parque ya que sólo se ha capturado en una réplica y en ella sólo 9 ejemplares en trampas de caída (8 hormigas en la trampa nº 7 y 1 en la trampa nº 10) y 8 ejemplares con el método de caza a vista. Sería conveniente, y probablemente efectiva, intentar la erradicación de esta población, aplicando el principio de “prevenir antes que curar”, para evitar una posible expansión de la misma.

4. Quedan pendientes algunas publicaciones sobre las comunidades de hormigas de los distintos tipos de asociaciones vegetales estudiados.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

- Abensperg-Traun, M., & Smith, G.T. 1999. How small is too small for small animals? Four terrestrial arthropod species in different-sized remnant woodlands in agricultural Western Australia. *Biodiversity Conservation*. 8: 709-726
- Agosti, D. & Alonso, L.A. 2000. The ALL Protocol: A Standard Protocol for the Collection of Ground-Dwelling Ants. Págs. 204-206. in D.Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Alonso, L.E. 2000. Ants as indicators of diversity, pp. 80-88 in. in D.Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Alvarado, M. 2000. Ant assemblages associated with lowland forests in the South Hungarian Plain. PhD Thesis. Faculty of Ecology of the University of Szeged.
- Andersen, A.N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 16 : 347-357.
- Andersen, A.N. 1997. Using ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. *Conservation Ecology*. 1(1):8 Disponible en Internet. URL: <http://www.consecol.org/voll/iss1/art8>.
- Andersen, A.N., Fisher, A., Hoffman, B.D., Read, J.L. & Richards, R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29, 87-92.
- Apaza, M.A., Osorio, F. & Pastrana, A. 2006. Evaluación del grado de amenaza al hábitat a través de Bioindicadores (Lepidópteros) en dos comunidades dentro del área de influencia del PN ANMI MADIDI. *Revista ciencia y tecnología Agropecuaria* vol1 n°1.
- Arnan, X. 2006. Dinàmica postincendi i interaccions entre plantes i formigues mediterrànies. Tesi doctoral. Dept. de Biologia Animal, Vegetal i Ecologia, Unitat d'Ecologia, Fac. de Ciències, U.A.B. Bellaterra.

- Badia, D. *et al.* 1992. Contribució a l'estudi dels sols de Sant Llorenç del Munt. El Medi Natural del Vallès, 3. Annals del C.E.E.M. Sabadell.
- Baker, S.C. & Barmuta, L.A. 2006. Evaluating spatial autocorrelation and depletion in pitfall-trap studies of environmental gradients. *Journal of Insect Conservation* 10: 269-276.
- Baroni Urbani, C. 1967. Le distribuzione geografiche discontinue dei Formicidi mirmecobiotici. *Arch.Bot. Biogeogr. Ital.*, 43: 355-365.
- Beckers, R., Goss, S., Deneubourg, J.L. & Pasteels, J.M. 1989. Colony size, communication and ant foraging strategy. *Psyche* 96: 239-256.
- Bellés, X. 1978. Ensayo sobre los representantes catalanes de la familia *Ptinidae* (Col.). *Miscelanea Zoologica*, 4(2); pág. 87-123.
- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Alonso, L.E., Brandao, C.R.F., Brown, W.L., Delabie, J.H.C., and Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of Ground-dwelling ants. An Overview, Description, and evaluation. Pag. 122-144, in D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Bestelmeyer, B.T. & Schooley, R.L. 1999. The ants of the southern Sonoran desert: community structure and the role of trees. *Biodiversity and Conservation* 8: 643-657.
- Bestelmeyer, B.T. & Wiens, J.A. 1996. The effect of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications*, 6(4):1225-1240.
- Blas, M. 1979. Contribución al conocimiento de los *Catopidae* (excepto la *subfam. Bathysciinae*) de la Península Ibérica (*Coleoptera, Staphylinoidea*). Tesis doctoral. Universidad de Barcelona 362 pág.
- Blüthgen, N., Stork, N.E. & Fiedler, K. 2004. Bottom-up control and Co-occurrence in complex communities: honey dew and nectar determine a rainforest ant mosaic. *Oikos* 106: 344-358.
- Boix, R. 1997. Els proturs d'un bosc mediterrani de la serra de l'Obac. III Trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. *Monografies*, núm.25; pàg. 43-46.
- Bolós, A. de & Bolós, O. de. 1950. *Vegetación de las comarcas barcelonesas*. Instituto Español de Estudios Mediterráneos. Barcelona.

- Borgelt, A. & New, T.R. 2005. Pitfall trapping for ants (*Hymenoptera, Formicidae*) in mesic Australia: the influence of trap diameter. *Journal of Insect Conservation*. 9:219-221.
- Borgelt, A. & New, T.R. 2006. Pitfall trapping for ants (*Hymenoptera, Formicidae*) in mesic Australia: What is the best trapping period? *Journal of Insect Conservation*. 10:75-77.
- Boulton, A. et al. 2005. Species Richness, Abundance, and Composition of Ground-Dwelling Ants in Northern California Grasslands: Role of Plants, Soil, and Grazing. *Environmental Entomology* 34 (1): 96-105.
- Bros, V. & Guinard, D. 2007. La recerca i la conservació de la fauna d'invertebrats al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. VI Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Diputació de Barcelona. Pp 99-107.
- Brose, U.; Martinez, N.D. & Williams, R.J. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84(9), pp. 2364-2377.
- Burnhan, K.P. & Overton, W.S. 1978 Estimating of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 623-633.
- Buschinger, A. 1985. New records of rare parasitic ants, (Hym., Form.) in the French Alps. *Insectes Sociaux* 32:321-324.
- Buschinger, A. 1987. *Teleutomyrmex schneideri* Kutter, 1950 and other parasitic ants found in the Pyrenees. *Spixiana* 10: 81-83.
- Carles-Tolrà, M. 1994. Nuevos datos sobre la distribución geográfica de los esfrocéridos en España peninsular (*Diptera: Sphaeroceridae*). *Bol. Asoc. Esp. Ent.*, 18(3-4); 41-59.
- Caro, T.M. & O'Doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13, 805-814.
- Castro, S., Vergara, C. & Arellano, C. 2002. Distribución de la Riqueza, composición taxonómica y grupos funcionales de hormigas del suelo a lo largo de un gradiente altitudinal en el refugio de vida silvestre Laquipampa, Lambayeque-Perú. *Ecología Aplicada*, 7(1,2).
- Cerdà, X.; Retana, X.; Alsina, A. & Bosch, J. 1989. Estudi de les formigues (*Hymenoptera, Formicidae*) de la collada de les Tres Creus (Serra de l'Obac). I Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac ; pàg. 71-75.

- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao, A. & Lee, S.M. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87: 210-217.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006 *PRIMER V6: User Manual Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001 *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Collingwood, C.A. & Yarrow, I.H.H. 1968. A survey of Iberian Formicidae. *Eos*, 44: 53-101.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS 8.0 Dept. of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT 06869-3043, USA.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345: 101-118.
- Comelles, A. 1987. Notes florístiques. I Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Cremer, S., Ugelvig, L.V., Drijfhout, F.P., Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M., Seifert, B., Hughes, D.P., Schultz, A., Petersen, K.S., Konrad, H., Stauffer, C., Kiran, K., Espadaler, X., D'Etorre, P., Aktaş, N., Eilenberg, J., Jones, G., Nash, D., Pedersen, J.S. & Boomsma, J.J. 2008. The Evolution of Invasiveness in Garden Ants. *Plos One* 3(12): e3838. doi: 10.1371/journal.pone.0003838.
- Cremer, S., Ugelvig, L.V., Lommen, S.T.E., Petersen, K.S. & Pedersen, J.S. 2006. Attack of the invasive garden ant: aggression behaviour of *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae) against native *Lasius* species in Spain. *Myrmecologische Nachrichten* 9:13-19.
- Cruz, A. 1989. Isòpodes terrestres presents al massís de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac (*Crustacea, Isopoda* i *Oniscidea*). I Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac; pàg. 71-75.
- Cruz, A. 1994. Presencia del género *Catalaniscus* Vandel en el macizo de Sant Llorenç del Munt. II Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac; Monografies, núm. 21; pàg. 39-40.

- Czechowska, W., & Czechowski, W. 1999. *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (Hymenoptera: Formicidae), nowy dla Polski gatunek mrówki w Warszawie. *Przeład Zoologiczny* 43: 189-191.
- Czechowska, W., & Czechowski, W. 2003. Further record of *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (Hymenoptera: Formicidae) from Warsaw, with key to the Polish species of the subgenus *Lasius* s.str. *Fragm. Faun.* 46: 195-202.
- Dauber, J. & Wolters, V. 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 901-915.
- Dekoninck, W., De Baere, C., Mertens, J. & Maelfait, J-P. 2002. On the arrival of the Asian invader ant *Lasius neglectus* in Belgium (Hymenoptera, Formicidae). *Bull. Soc.Roy.belg. Ent.* 138: 45-48.
- Dekoninck, W., Lock, K. & Janssens, F. 2007. Acceptance of two native myrmecophilous species, *Platyarthrus hoffmannseggii* and *Cyphoderus albinos* by the introduced invasive garden ant *Lasius neglectus* in Belgium (Hymenoptera, Formicidae). *Eur. J. Ent.* 104: 159-161.
- Delabie, J.H.C. & Majer, J.D. 2000. Sampling effort and Choice of methods. Pág.145-154. in D.Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- De los Santos, A., Montes, C. & Ramírez-Díaz, L. 1982. Un Nuevo diseño de trampa de caída para el estudio de poblaciones de coleópteros terrestres de superficie. *Mediterránea Ser.Biol.* 6: 93-99
- Espadaler, X. 1983. Sobre formigues trobades en coves (*Hymenoptera: Formicidae*). *Speleon* 26-27: 53-56.
- Espadaler, X. 1990. Claus per identificar les formigues (obreres) (Hymenoptera: formicidae) del Vallés (Catalunya). ADENC-CEEM (ed.). *Annals del CEEM* 2: 117-127. Sabadell.
- Espadaler, X. 1999. *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (Hymenoptera: Formicidae), a potential pest ant in Spain. *Orsis* 14: 43-46.
- Espadaler, X. & Bernal, V. 2003. Exotic ants in the Canary Islands, Spain (Hymenoptera: Formicidae). *Vieraea* 31: 1-7.

- Espadaler, X. & Cagniant, H. 1991. *Plagiolepis xene* Stärcke, 1936, the first inquiline ant from the Balearic Islands(Spain). *Psyche*, 98:351-354.
- Espadaler, X.& Herraiz, J.A. 2008. Seguiment integral de la recolonització faunística post-incendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Diputació de Barcelona. Barcelona. Pág.151-171.
- Espadaler, X. & Restrepo, C. 1983. Els gèneres *Epimyrma* Emery i *Chalepoxenus* Menozzi, formigues paràsites socials (*Hymenoptera: Formicidae*), a la península Ibérica. Estat actual del coneixement. Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural, 49 (sec.zool.,5): 123-126.
- Espadaler, X. & Rey, S. 2001. Biological constraints and colony founding in the polygynous invasive ant *Lasius neglectus* (*Hymenoptera, Formicidae*). *Insectes Sociaux* 48: 159-164.
- Espadaler, X., Tartally, A., Schultz, R., Seifert, B., Nagy, C. 2007. Regional trends and preliminary results on the local expansion rate in the garden invasive ant *Lasius neglectus* (*Hymenoptera, Formicidae*). *Insectes Sociaux* 54: 293-301.
- Español, F. 1934. Contribució al coneixement dels coleòpters cavernícoles del massís de Sant Llorenç del Munt.(I i II). Arxius del centre excursionista de Terrassa, 90-91. Pàg. 54-58 y 70-74.
- Español,F. 1961. Fauna cavernícola de la provincial de Barcelona. I (Invertebrados). Catálogo espeleológico de la provincia de Barcelona. Club montañés Barcelonés. Pág. 29-47.
- Español,F. 1972. Un nuevo *Speophilus* del grupo *kiesenwetteri* (*Col., Catopidae*). *Miscelánea Zoológica* 3(2): 55-59.
- Español,F. 1988. Nuevos datos sobre anóbidos ibéricos (*Col., Anobiidae*). *Miscelánea Zoológica*12: 171-175.
- Fisher, B.L. 2002. Chapter 8: Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Spéciale de Manongarivo, Madagascar. Gautier, L. & Goodman, S.M. (Eds). *Inventaire floristique et faunistique de la Réserve Spéciale de Manongarivo (NW Madagascar)*.
- Fisher,B.L., Malsch, A.K.F., Gadakcar, R., Delabie, J.H.C., Vasconcelos, H.L. & Majer, J.D. 2000. Applying the ALL Protocol. Selected case studies in D.Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.

- Folch, R. 1981. La vegetació dels Països Catalans. Institució Catalana d'Història Natural, KETRES editora. 513 pág.
- Gove, A.D., Majer, J.D., Rico-Gray, V. 2009. Ant assemblages in isolated trees are more sensitive to species loss and replacement than their woodland counterparts. *Basic and Applied Ecology*, 10: 187-195.
- Helstshe, J. & Forrester, N.E. 1983 Estimating species richness using the jakknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- Hernández, A.M. 1993. Estudi florístic de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Barcelona.
- Herraiz, J.A. & Espadaler, X. 2007. *Laboulbenia formicarum* (Ascomycota, Laboulbeniales) Reaches the Mediterranean. *Sociobiology* 50(2): 449-455.
- Herraiz, J.A. & Espadaler, X. 2009. Descripción de la reina de *Lasius cinereus* Seifert (Hymenoptera: Formicidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*. N° 44: 143-146.
- Herraiz, J.A. & Espadaler, X. En prensa. Primera cita de *Leptanilla revelierii* Emery a Catalunya. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*.
- Hölldobler & Wilson, 1990. The ants. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts. 732pp.
- Horvitz, C. & Schemske, D. 1990. Spatiotemporal variation in insect mutualists of a neotropical herb. *Ecology* 71: 1085-1097.
- Kaspari, M. 1996. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos*, 76: 443-454.
- Kaspari, M. & Majer, J.D. 2000. Using ants to monitor environmental change, pp. 89-98 en D. Agosti, J.D. Majer et al. Eds. *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington. 280 pp.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins, New York.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4: 407-422.
- Klimetzek, D. & Pelz, D.R. 1992. Nest counts versus trapping in ant surveys: influence on diversity. Págs. 171-179 en *Biology and Evolution of Social Insects*. Johan Billen (Eds). Leuven University Press.

- Klotz, I., Hansen, L., Pospichid, R. & Rust, M. 2008. Urban ants of north America and Europe. Identification, biology and management. Cornell University Press. Ithaca and London. 196 pp.
- Kusnezov, N. 1957. Numbers of species of ants in faunae of different latitudes. *Evolution*, 11: 298-299.
- Lassau, S.A.; Gerasinos, C.; Flemons, P.K.J.; Wilkie, L.; and Hochuli, D. 2005. Using high-resolution multi-spectral imagery to estimate habitat complexity in open-canopy forests: can we predict ant communiti patterns? *Ecography*, 28: 495-504.
- Lassau S.A.& Hochuli, D. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27: 157-164.
- Lobry de Bruyn, L.A. 1999. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture. Ecosystems and Environment* 74: 425- 441.
- Lomolino, M.V. 2001. Elevational gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology & Biogeography* 10: 3-13.
- Lopes, C.T. & Vasconcelos, H.L. 2008. Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical entomology* 37(4): 399-405.
- Magurran, A.E.1988. Ecological diversity and its measurement. London: Chapman and Hall.
- Magurran, A.E.2004. Measuring Ecological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford. 256 pp.
- Majer,J.D. 1978. An improved pitfall trap for sampling ants and other epigaeic invertebrates. *J.Aust.ent.Soc.* 17:261-262.
- Majer,J.D. 1983. Ants: Bioindicators of minesite rehabilitation, land-use and land conservation. *Environmental management* 7(4): 375-383.
- Majer,J.D. 1997. The use of pitfall traps for sampling ants a critique. *Mem. Mus.Vict.* 56:323-329.
- Markó, B. 1998. Six new ant species (Hymenoptera: Formicidae) for the Romanian myrmecofauna. *Entomol. Rom.* 3: 119.123.
- Masuko, K. 1990. Behavior and ecology of the enigmatic ant *Leptanilla japonica* Baroni Urbani (*Hymenoptera: Formicidae: Leptanillinae*). *Insectes Sociaux* 37: 31-57.

- Mateos, E. 1992. Colémbolos (*Colembola, Insecta*) edáficos de encinares de la Serra de l'Obac y la Serra de Prades (Sierra Prelitoral Catalana). Efectos de los incendios forestales sobre estos artrópodos. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Mateos, E.; Parra, X.; Sarlé, V. & Serra, A. 1994. Composició de la mesofauna d'artròpodes edàfics d'un alzinar de la Serra de l'Obac. II Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac . Monografies, núm.21 ; pàg. 53-58.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999 Pc-Ord for Windows. Multivariate Análisis of Ecological Data. 4.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*. 73(2) : 181-201.
- McGeoch, M.A. 2007. Insects and Bioindication : Theory and Progress. In : *Insect Conservation Biology* (eds A.J.A. Stewart, T.R. New and O.T.Lewis). Publishing, Oxfordshire, pp. 144-174
- Miquel, C. & Serra, A. 1997. Primeres dades de l'estudi de la comunitat de macroartròpodes edàfics d'un alzinar de Sant Llorenç del Munt. III Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac . Monografies, núm.25 ; pàg. 51-54.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 pp.
- Murillo, J. 1984. Contribució a l'estudi dels heteròpters aquàtics. (*Nepomorpha*). Tesis de llicenciatura. Universitat de Barcelona. 190 pág.
- Murillo, J. 1985. Algunes captures d'heteròpters aquàtics efectuats a Catalunya i altres localitats de la resta de la Península Ibérica. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 52 (Sec.Zool.,6) : 139-147.
- Neumeyer, R. 2008. Ergänzungen zur Artenliste der frei lebenden Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in der Schweiz. *Entomo. Helvetica* 1: 43-48.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. 4: 355-364
- Olmo-Vidal, J.M. 2002. Atlas dels ortòpters de Catalunya. Generalitat de Catalunya. Barcelona: Dept.de medi ambient: 460 pàginas.
- Olson, D. 1991. A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (*Hymenoptera: Formicidae*) in a tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica* 23: 166-172.

- Osborn, F., Goitia, W., Cabrera, M. & Jaffe, K. 1999. Ants, plants and butterflies as diversity indicators: comparisons between strata at six forest sites in Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34, 59-64.
- Ozanne, C.P.M., Speight, M.R., Hamblen, C., Evans, H.F.E. 2000. Isolated trees and forest patches: Patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management* 137: 53-63.
- Palmer, M.W. 1991. Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology* 72: 1512-1513.
- Panareda, J.M. & Pinto, J. 1997. Sant Llorenç del Munt. Visió geogràfica. Eumo editorial. Barcelona. Pàg 45-63.
- Panzer, R. & Schwartz, M.W. 1998. Effectiveness of a Vegetation-Based Approach to Insect Conservation. *Conservation Biology* 12 (3): 693-702.
- Paris, C. 2005. Mutualismo de la hormiga invasora *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae) y el áfido *Lachnus roboris* (Homoptera: Lachnidae) en un encinar urbano. Ms Thesis UAB (in spanish).
- Passera, L. & Aron, S. 2005. Les fourmis. Comportement, organisation sociale et évolution. CNRB-NRC, Ottawa.
- Pearson, D.L. & Cassola, F. 1992. World-wide species richness patterns of tiger-beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology*. 6: 376-391.
- Peck, S.I., Mcquaid, B. & Campbell, C.L. 1998. Using ant species as a Biological Indicator of Agroecosystem condition. *Environmental Entomology* 27(5): 1102-1110.
- Péndola, A. & New, T.R. 2007. Depth of pitfall traps-does it affect interpretation of ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages? *J.Insect Conserv.* 11: 199-201.
- Pintó, J. 1989. Estudi de la dinàmica de la vegetació en l'espai i el temps. I trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg. 17-19.
- Pintó, J. 1990. Cartografia de la Vegetació de Sant Llorenç del Munt. Notes de Geografia Física, 19: 57-72. Depart. de Geog. Fís. i AGR. Univ. de Barcelona.
- Pintó, J. 1993. La dinàmica de la vegetació a Sant Llorenç del Munt. Notes de Geografia Física, 22: 25-54. Depart. de Geog. Fís. i AGR. Univ. de Barcelona.

- Pintó, J. 1997a. Flora i corologia de les plantes vasculares de Sant Llorenç del Munt i l'Obac: les estepes (gènere *Cistus*). III trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg. 17-21.
- Pintó, J. 1997b. Vegetació de Sant Llorenç del Munt: les comunitats forestals de la part alta del massís. III trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg. 23-26.
- Pintó, J. & Panareda, J.M. 1995. Memòria del mapa de la vegetació de Sant Llorenç del Munt. Ed. Aster. Barcelona. 165 pàg.
- Pintó, J. & Panareda, J.M. 1997. Flora i corologia de les plantes vasculares de Sant Llorenç del Munt i l'Obac: els pins. IV trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg. 23-28.
- Pintó, J. & Panareda, J.M. 2000. Cartografia del paisatge vegetal del sector d'ampliació del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. IV trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg. 23-28.
- Pinzón, J. & Spence, J. 2008. Performances of two arboreal pitfall trap designs in sampling cursorial spiders from tree trunks. *The journal of Aracnology* 36: 280-286.
- Pont, J. 1989. Introducció als sols de Sant Llorenç del Munt. En I trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Porter, S.D. 2005. A simple design for a rain-resistant pitfall trap. *Insectes Sociaux* 52: 201-203.
- PRIMER, PRIMER-E V6, Clarke, K.R., & Gorley, R.N. 2006. Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research.
- Pujade, J. 1985. Sobre alguns cinípids cecidògens trobats en roures de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac. *El medi natural del Vallés I. Annals del Centre Vallesà d'Estudis dels Ecosistemes Mediterranis*; pàg. 87-92.
- Pujade, J. 1986. Noves espècies de cinípids cecidògens per a Catalunya i per a la Península Ibèrica. *Ses. Entom. ICHN-SCL, IV*; pàg. 147-159
- Pujade, J. & Nieves, J.L. 1990. Revisión de las especies europeas del género *Sphonecrus* Dalla Torre & Kieffer, 1910. (*Hymenoptera: Cinipidae: Cinipinae*). *But. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 58 (Sec. Zool., 8); pàg. 45-55.

- Pujade, J.1991. Sobre els *Megastigmus* Dalman (*Hymenoptera: Chalcidoidea, Torymidae*) detectats a Catalunya a partir de la recol·lecció de cecidis de cinípidis produïts sobre *Rosa* i *Quercus*. Ses.Entom. ICHN-SCL, VII; pág. 53-58.
- Pujade, J.1993a. Complex parasitari de *Myopites limbardae* Schiner, 1864(*Diptera:Tephritidae*) detectat al nord-est Ibèric (*Hym.: Eupelmidae, Pteromalidae, Torymidae*,. Ses.Entom. ICHN-SCL, VIII; pág. 49-60.
- Pujade, J.1993b. Sobre les espècies de *Sycophila* Walker, 1871 relacionades amb cinipo-cecidis recol·lectats sobre *Quercus* i *Rosa* a Catalunya (*Hymenoptera: Chalcidoidea, Eurytomidae*) Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 61; pág. 69-79.
- Pujade, J.1993c. Nota sobre *Glyphomera stigma* (Fabricius, 1793) (*Hymenoptera: Chalcidoidea, Torymidae*) Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 61; pág. 85-86.
- Retana & Cerdà, 2000. Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the termal environment. *Oecologia* 123:436-444.
- Rey, S.; Espadaler, X. 2004. Area-wide management of the invasive garden ant *Lasius neglectus* (*Hymenoptera, Formicidae*) in Northeast Spain. *Journal of Agricultural and Urban Entomology* 21:99-112
- Reyes-López, J., Ruiz, N. & Fernandez-Haeger, J. 2003. Community structure of ground-ants: the role of single trees in a Mediterranean pastureland. *Acta Oecologica* 24 (2003): 195-202.
- Ribas,C.R.; Sobrinho, T.G.; Schoereder, J.H.; Sperber, C.F.; Lopes-Andrade, C. & Soares, S.M. 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta oecologica* 27:31-41.
- Ribes, J. 1978. Heteròpters nous o interessants per als Països Catalans. Butll.Inst.Cat.Hist.Nat., núm.42 (Sec.Zool., 2); Pág. 83-88.
- Ribes, J. 1989. Miscel·lània Hemipterològica Ibèrica (*Heteroptera*). Ses. Entom. ICHN-SCL, 6: 19-35.
- Ribes, E. & Ribes, J. 1997. Noves dades d'hemipters per a Catalunya i territoris limítrofs (*Heteroptera*). Ses. Entom. ICHN-SCL, 10: 5-29.
- Ribes, E. & Ribes, J. 1999. Clarícies sobre Hemípters de la ciutat de Barcelona i voltants (*Heteroptera*). Ses. Entom. ICHN-SCL, 11: 109-128.

- Ribes, E. *et al.*, 2004. Catàleg dels heteròpters de Catalunya (*Insecta, Hemiptera, Heteroptera*). ICHN: 128 pág.
- Rodrigo, A. & Retana, J. 2006. Post-fire recovery of ant communities in submediterranean *Pinus nigra* forests. *Ecography* 29: 231-239.
- Romero, H. & Jaffe, K. 1989. A comparison of methods for sampling ants (*Hymenoptera: Formicidae*) in savannas. *Biotropica* 21: 348-352.
- Ros-Farré, P. & Pujade-Villar, J. 1997. Figítids *sensu stricto* detectats a la Península Ibérica (*Hym. : Figitidae*) Ses. Ent. ICHN-SCL, 10: 123-134.
- Ros-Farré, P. & Pujade-Villar, J. 1998. Relacions tròfiques en gal·les de la forma agàmica d'*Andricus kollari* (Hartig, 1843) *Butll.Inst.Cat.Hist.Nat.*, núm.66; Pàg. 95-108.
- Samson, D.A., Rickart, E.A., Gonzales, P.C. 1997. Ant diversity and abundance along an elevational gradient in the Philippines. *Biotropica* 29: 349-363.
- Sanders, N.J. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rappoport's rule. *Ecography* 25: 25-32.
- Sanders, N.J., Moss, J. and Wagner, D. 2003. Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global Ecology & Biogeography* 12: 92-102.
- Santos, T. & Telleria, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del habitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2): 3-12.
- Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M., Moder, K., Brukner, A., Fiedler, K. & Christian, E. 2006. Assessing ant assemblages: pitfall trapping versus nest counting (*Hymenoptera, Formicidae*). *Insectes Sociaux*. 53: 274-281.
- Schultz, R. & Seifert, B. 2005. *Lasius neglectus* (*Hymenoptera: Formicidae*)- a widely distributed tramp species in Central Asia. *Mirmecologische Nachrichten* 7: 47-50.
- Seaby, R.M.H. & Henderson, P.A. 2006. Species Diversity Richness IV. Pisces conservation Ltd.
- Serra, A. 1983. Els Scolopendrinae i els Theatopsinae (*Chilopoda: Scolopendromorpha*) de la Península Ibérica. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, núm.49; pàg. 77-83.

- Serra, A.; Fanlo, E.; Mas, A.; Mateos, E.; Parra, X.; Sarlé, V.; Serrasolsal, I. & Socarrats, R. 1989. Primeres dades de l'estudi del sol i dels artròpodes edàfics d'un bosc cremat. I Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac ; pàg. 83-91.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Smith & Van Belle, 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40 : 119-129.
- Sobek, S., Tschardtke, T., Scherber, C., Schiele, S., Steffan-Dewenter, I. 2009. Canopy vs. Understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management*. 258: 609-615.
- Sobrinho, T.G. & Schoereder, J.H. 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity Conservation* 16: 1459-1470.
- Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A. 2000. *Ecological Methods* 3rd Edition. Blackwell Science. 575 pp.
- StatSoft, Inc. (2001). *STATISTICA for Windows* [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, phone: (918) 749-1119, fax: (918) 749-2217, email: info@statsoft.com, WEB: <http://www.statsoft.com>
- Stefanescu, C. 1994. Distribució i estatus de *Maculinea arion* (Lineaeus, 1758) i *Maculinea rebeli* (Hirshke, 1904) (*Lepidoptera: Lycaenidae*) a Catalunya. *Butll. Soc. Cat. Lep.*, núm. 74; pàg. 12-33.
- Stefanescu, C. 2002. Butterfly Monitoring Scheme (pla de seguiment de ropaldòcers). Nové any d'aplicació a Catalunya. Informe inédit.
- Suñer, D. 1991. Contribució al coneixement mirmecològic de Gavarres, Montgrí, Guillerries i la Serralada transversal. Tesi Doctoral . U.A.B. Dept. Biologia Animal, Vegetal i Ecològia, Facultat de Ciències.
- Swift, M.J. & Anderson, J.M. 1993. Biodiversity and Ecosystem Function in Agricultural Systems. In Schulze, E.D. & Mooney, H.A. (Eds.). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag. Ecological Studies 99.

- Tartally, A. 2000a. A Magyarországról leírt invázió *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (*Hymenoptera: Formicidae*) újabb hazai lelőhelyei. (New data on the distribution of the invasive *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (*Hymenoptera: Formicidae*) described from Hungary). *Fol ent. Hung.* 61:298-300.
- Tartally, A. 2000b. Notes on the coexistence of the supercolonial *Lasius neglectus* Van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (*Hymenoptera: Formicidae*) with other ant species. *Tísica* 32: 43-46.
- Tartally, A. 2006. Long term expansion of a supercolony of the invasive garden ant *Lasius neglectus* (*Hymenoptera: Formicidae*). *Mirmecologische Nachrichten* 9: 21-25.
- Tartally, A., Hornung, E. & Espadaler, X. 2004. The joint introduction for *Platyarthrus schoblii* (*Isopoda: Oniscidea*) and *Lasius neglectus* (*Hymenoptera: Formicidae*). *Mirmecologische Nachrichten* 6: 61-66.
- Touyama, Y., Yamamoto, T. & Nakagoshi, N. 2002. Are Ants Useful Bioindicator? The relationship between Ant Species Richness and Soil Macrofaunal Richness, in Hiroshima Prefecture. *Edaphologia* 70: 33-36
- Vázquez, X. 1987. Catálogo de los *Oedemeridae* de Catalunya (*Coleoptera*). Sessió conjunta d'Entomologia. ICHN-SCL. V; pàg. 19-30.
- Vázquez, X. 1988. El género *Oncomera* Stephens en la Península Ibérica (*Coleoptera. Oedemeridae*). *Miscel.lània Zoològica*,12; pàg. 177-182.
- Vázquez, X. 1989. Catálogo de los *Oedemeridae* de Catalunya (*Coleoptera*). Sessió conjunta d'Entomologia. ICHN-SCL. V.
- Vázquez, X. 1993. *Coleoptera: Oedemeridae, Pyrochroidae, Pythidae, Mycteridae*, Fauna Ibérica. Ramos et al. Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC., vol.5; 181 pág.
- Vázquez, X. 1995. Faunística y mapas de distribución de los *Oedemeridae* (*Coleoptera*) de la fauna Ibérica y Balear. Zapateri, Rvta. Aragon. *Entom.*, 5; pág. 35-49.
- Vives, E. & Garcia, A. 1989. Escarabèids copròfags del massís de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac. I Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Pàg.61-64.

- Vives, E. & Vives, J. 1990. Les poblacions relictas de coleòpters vallesans, singulars indicadors biogeogràfics. El medi natural del vallés 2, Annals del Centre Vallesà d'Estudis dels Ecosistemes Mediterranis; pàg. 88-99.
- Vives, J. & Vives, E. 1993. Nota sobre caràbids (*Coleoptera*) de Catalunya. 1ª nota. Ses.Entom. ICHN-SCL, VIII; pàg. 29-36.
- Wallwork, John A. 1970. Ecology of soil animals. Mc GrawHill. Maidenhead-Berkshire. England. 283pàg.
- Walter, A.C. & Mackay, D.A. 2003. An experimental study of the relative humidity preference and survival of the Argentine ant, *Linepithema humile* (*Hymenoptera, Formicidae*): comparisons with a native *Iridomyrmex* species in South Australia. *Insectes Sociaux*, 50: 355-360.
- Wang, C., Strazanac, J.C. & Butler, L. 2001a. Association between Ants (*Hymenoptera:Formicidae*) and Habitat characteristics in Oak-dominated Mixed Forests. *Environmental Entomology*, 30 (5): 842-848.
- Wang, C., Strazanac, J.C. & Butler, L. 2001b. A comparison of pitfall traps with bait traps for studying leaf litter ant communities. *Journal of Economic Entomology*, 94 (3): 761-765.
- Ward, P.S. 2000. Broad-scale patterns of diversity in leaf litter ant communities, pp. 99-121 in D.Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds., *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Ward, D.F., New, T.R. & Yen, A.L. 2001. Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation* 5:47-53.
- Weeks, R.D. & McIntyre, N.E. 1997. A comparison of live versus kill pitfall trapping techniques using various killing agents. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 82: 267-273.
- Wilson, E.O. 1963. Social modifications related to rareness in ant species. *Evolution*, 17: 249-253.
- Wilson, E.O. 2007. *la Creació*. Biblioteca Universal Empúries. Editorial Empúries. Barcelona. 191pp.
- Wojcik, D.P., Banks, W.A., Hicks, D.M. & Plumley, J.K. 1972. A simple inexpensive pitfall trap for collecting arthropods. *The Florida entomologist* 55(2):115-116

Wolf, A. & Debussche, M. 1999 Ants as seed dispersers in a Mediterranean old-field succession. *Oikos*, 84: 443-452.

York, A. 2000. Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Austral Ecology*, 25:83-98.

ANEXO 1

**Distribución de las especies
encontradas en el Parc Natural de Sant
Llorenç del Munt i L'Obac.**

ANEXO 1

Distribución de las especies encontradas en el Parc.

A continuación se adjunta un listado de todas las especies encontradas en el Parc Natural, indicando de cada una de ellas la zona donde ha sido capturada, la asociación vegetal a la que pertenece aquella zona, la altura sobre el nivel del mar, las coordenadas U.T.M. del transecto y la fecha de captura. Las especies capturadas por el Dr. Xavier Santos, se marcan con la fecha y el tipo de vegetación, si ello es posible. Se incluyen sólo con finalidades de exhaustividad en el presente inventario.

Subfamilia *DOLICHODERINAE*

Dolichoderus quadripunctatus

Ha sido encontrado en tres transectos (cuatro individuos en total) en las trampas de caída y se han encontrado nidos en cinco transectos con el método de caza a vista.

Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m.
31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.

Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.

Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.

Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142.
8-8-06.

Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.

Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m.
31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.

Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m.
31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Tapinoma nigerrimum

Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.

Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.

Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.29

Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.

Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.

Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.

Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.

Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.

Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.

Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.

Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.

Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.

Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.

Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.

Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.

Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.

Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.

Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.

Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Tapinoma madeirense

- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Subfamilia MYRMICINAE

Aphaenogaster gibossa

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.

- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Aphaenogaster senilis

Estudio del Dr. X. Santos. Muestras 51-2, 42-5, 89-3, 29-1, 59-4, 79-5, 35-1, 35-5, 49-2, 9-1 y 28-2. VIII-08.

Aphaenogaster subterranea

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

- Z19. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis subas. Viburnetosum Lantanae y Asplenio-Quercetum subas.Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Chalepoxenus kutteri

Estudio del Dr. X. Santos. Zona no quemada, cerca Vall d'Horta. 31T X0420936 Y4613718.

Crematogaster auberti

Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.

Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.

Crematogaster scutellaris

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m.31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.22
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.

- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Crematogaster sordidula

- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Messor barbarus

- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.

Messor bouvieri

- Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.
Z19. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
Z21. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z66. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Messor capitatus

- Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.
Z21. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
Z53. *Rubo-Corarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.

Myrmecina graminicola

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Myrmica spinosior

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m.

31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.

Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.

Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.

Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.12

Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.

Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.

Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.

Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.

Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.

Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.

Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.

Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.

Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.

Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.

Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.

Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.

Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.

Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Myrmica specioides

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.

- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronic-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Corarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Pheidole pallidula

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.

- 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z23. *Doronic-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z60. *Doronic-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m.

31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.

Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Z66. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Solenopsis sp.

Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae y Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.

Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae y Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.

Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m.
31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.

Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.

Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.

Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.

Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m.
31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.

Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m.
31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

Z19. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.

Z21. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

Z27. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175.
8-8-06.

Z29. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142.
8-8-06.

- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Stenamma debile

- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.

Stenamma striatula

- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.

Strongylognathus testaceus

Estudio del Dr. X. Santos. 31T X0420355 Y4617055

Temnothorax affinis

Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.

Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.

Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.

Temnothorax angustulus

Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Temnothorax gredosi

Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.

Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Temnothorax kraussei

Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.

Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.

Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.

Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.

Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.

- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Temnothorax lichtensteini

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.
- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.

- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Z68. *Rubo-Corietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Temnothorax niger

Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.

Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.

Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.

Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.

Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.

Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Temnothorax nylanderi

Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06

Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.

Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m.
31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.

Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m.
31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.

Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m.
31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.

Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.

Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175.
8-8-06.

Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427.
7-8-06.

- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronic-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Temnothorax parvulus

- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Temnothorax rabaudi

- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z68. *Rubo-Corarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Temnothorax racovitzai

- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.38
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.

- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Temnothorax recedens

- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronic-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Temnothorax unifasciatus

- Z1. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 787m. 31T X0416282 Y4614483. 18-8-06.

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Tetramorium caespitum

- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.

- 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Tetramorium forte

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae y Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z47. *Anomodonto-Moehringietum*. 635 m. 31T X0418697 Y4617719. 26-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.

Tetramorium semilaeve

- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Subfamilia FORMICINAE

Camponotus cruentatus

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Camponotus foreli

- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Camponotus lateralis

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*.466m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m.
31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.
Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m.
31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m.
31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427.
7-8-06.
Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142.
8-8-06.
Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.

- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Camponotus piceus

- Z2. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 466 m. 31T X0411452 Y4608903. 16-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Camponotus pilicornis

- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.

- 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.
- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.33
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Camponotus sylvaticus

- Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.
- Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.
- Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

- Z28. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
- Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Camponotus truncatus

- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m. 31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z12. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 578 m. 31T X0412612 Y4608883. 27-9-06.15
- Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.
- Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
- Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Formica decipiens

Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.

Formica gagates

Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.

Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175. 8-8-06.

Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.

Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.

Formica gerardi

Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.

Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.

Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.

Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.

Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.

Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.

Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.

Z57. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 426 m. 31T X0421082 Y4611104. 16-7-07.

Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.

Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.

- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Formica rufibarbis

- Z29. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142.
8-8-06.
Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Formica subrufa

- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
Z22. *Doronic-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
Z59. *Rosmarino-Lithospermetum*. 600 m. 31T X0418440 Y4618377. 25-7-07.
Z60. *Doronic-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
Z66. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*.
760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Lasius brunneus

- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae y Asplenio-Quercetum*
subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.

- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m.
31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Lasius carniolicus

- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Lasius cinereus

- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m.
31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.
Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.
Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m.
31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.
Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Lasius emarginatus

- Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
Z35. *Rosmarino-Lithospermetum*. 458 m. 31T X0413210 Y4617380. 11-8-06.
Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m.
31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Lasius flavus

- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Lasius grandis

- Z5. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 736 m.
31T X0414929 Y4611615. 5-7-06.
Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.
Z27. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 388 m. 31T X0421263 Y4612175.
8-8-06.
Z29. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142.
8-8-06.
Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.
Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Lasius lasioides

- Z6. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 641 m. 31T X0415584 Y4610630. 6-7-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.

Lasius mixtus

- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.
- Z68. *Rubo-Corarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Lasius myops

- Z3. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas.*Hylocomio-Buxetosum*. 820 m. 31T X0416198 Y4612117. 25-9-06.
- Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m. 31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.
- Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.
- Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472 m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.
- Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m. 31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.
- Z23. *Doronico-Fraxinetum*. 755 m. 31T X0416299 Y4612487. 21-9-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.

Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.

Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Lasius neglectus

Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.

Lasius niger

Z64. *Lithospermo-Ulmetum* y *Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095.
13-7-07.

Lasius umbratus

Estudio del Dr. X. Santos. Muestra 85-4. VIII-08.

Plagiolepis pygmaea

Z4. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris* 600 m.
31T X0416991 Y4616012. 5-7-06.

Z7. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 398 m. 31T X0420722 Y4611573. 10-8-06.

Z8. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 474 m. 31T X0420774 Y4613669. 16-8-06.

Z9. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 521 m. 31T X0414975 Y4607283. 21-9-06.

Z10. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 472m. 31T X0414577 Y4606730. 10-8-06.

Z11. *Erico-Thymelaeetum tinctoriae*. 453 m. 31T X0420055 Y4612028. 4-7-06.

Z14. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 501 m.
31T X0417688 Y4622129. 4-10-06.

Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m.
31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.

Z18 Montcau 31T X 0417485 Y4613896.19-07-07.

Z19. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
491 m. 31T X0411293 Y4608958. 25-9-06.

Z20. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
482 m. 31T X0419778 Y4611781. 11-7-06.

Z21. *Phlomido-Brachypodietum*, *Jasonio-Linarietum* y *Anomodonto-Polypodietum*.
590 m. 31T X0412267 Y4608381. 7-8-06.

Z22. *Doronico-Fraxinetum*. 798 m. 31T X0416264 Y4613333. 11-7-06.

- Z28. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 544 m. 31T X0411928 Y4608427. 7-8-06.
- Z29. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 391 m. 31T X0421436 Y4611142. 8-8-06.
- Z30. *Rosmarino-Lithospermetum*. 810 m. 31T X0415555 Y4612670. 19-9-06.31
- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.
- Z33. *Cisto-Sarothamnetum catalaunic*. 639 m. 31T X0415987 Y4609428. 6-7-06.
- Z34. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 501m. 31T X0414645 Y4607078. 10-8-06.
- Z36. *Rosmarino-Lithospermetum*. 505 m. 31T X0411333 Y4608893. 25-9-06.
- Z37. *Rosmarino-Lithospermetum*. 343 m. 31T X0421290 Y4609980. 4-8-06.
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z45. Zona Quemada. 586 m. 31T X0419471 Y4617847. 26-9-06.
- Z48. *Anomodonto-Moehringietum*. 624 m. 31T X0418657 Y4618229. 28-9-06.
- Z52. *Rubo-Coriarietum*. 668 m. 31T X0415216 Y4611410. 3-7-06.
- Z53. *Rubo-Coriarietum*. 609 m. 31T X0416042 Y4610483. 27-6-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae y Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.57
- Z58. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 785m. 31T X0416047 Y4612511. 27-7-07.
- Z60. *Doronico-Fraxinetum*. 640 m. 31T X0415703 Y4614979. 11-7-07.
- Z61. *Rosmarino-Lithospermetum*. 565 m. 31T X0418303 Y4614548. 12-7-07.
- Z62. *Anomodonto-Moehringietum*. 549 m. 31T X0419959 Y4614559. 12-7-07.
- Z64. *Lithospermo-Ulmetum y Carici-Salicetum*. 350 m. 31T X0421795 Y4610095. 13-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z66. *Phlomido-Brachypodietum, Jasonio-Linarietum y Anomodonto-Polypodietum*. 760 m. 31T X0413579 Y4611566. 10-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Plagiolepis xene

- Z15. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 488 m. 31T X0417632 Y4621922. 4-10-06.
- Z31. *Rosmarino-Lithospermetum*. 783 m. 31T X0415337 Y4612651. 19-9-06.

- Z32. *Rosmarino-Lithospermetum*. 616 m. 31T X0416025 Y4608479. 14-7-06.33
- Z38. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 566 m. 31T X0416697 Y4608768. 5-7-06.
- Z44. Zona Quemada. 473 m. 31T X0419852 Y4613722. 10-8-06.
- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z56. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 803 m. 31T X0416083 Y4612417. 20-7-07.
- Z65. *Cisto-Sarothamnetum catalaunici*. 463 m. 31T X0420802 Y4613767. 25-7-07.
- Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

Polyergus rufescens

- Z54. *Rubo-Coriarietum*. 570 m. 31T X0416393 Y4609330. 27-6-06.
- Z55. *Viburno-Quercetum Ilicis* subas. *Viburnetosum Lantanae* y *Asplenio-Quercetum* subas. *Hylocomio-Buxetosum*. 769 m. 31T X0413647 Y4611773. 10-7-07.
- Z63. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *Hylocomio-Pinetosum sylvestris*. 711 m. 31T X0415147 Y4611561. 26-7-07.

Subfamilia PONERINAE

En el parque sólo se ha encontrado un individuo de la especie Poner testacea encontrada en el transecto Z49 en una trampa de caída.

Ponera testacea

Se trata de una especie hipogea capturada sólo en una zona de cultivo abandonado cerca de una charca de riego. Esta especie vive en zonas húmedas del encinar y del robledal, debajo de piedras y de musgo, en lugares con mucho humus y en las cercanías de corrientes de agua y prados.

Z49. Cultivo abandonado. 616 m. 31T X0416811 Y4616244. 7-7-06.

Subfamilia LEPTANILLINAE

Leptanilla sp.

Se trata de un género hipogeo y lucífugo que vive en zonas abiertas. Debido a su pequeño tamaño (1.2 mm.), al tipo de sociedad formada por pocos individuos que se desplazan en hileras (Masuko, 1990) y a su tipo de vida nómada se convierte en uno de los géneros menos encontrados en este tipo de estudios utilizando los métodos de captura de caza a vista y de trampas de caída (Herraiz & Espadaler, en prensa).

Se encontró un macho en una trampa de caída.

Z68. *Rubo-Coriarietum*. 379 m. 31T X0420920 Y4610966. 14-7-07.

ANEXO 2

Seguimiento integral de la recolonización faunística post-incendio, en la zona afectada por el incendio de 2003 en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.

Hormigas (Hymenoptera, Formicidae)

Xavier Espadaler (1) y Joan Aleix Herraiz (2)

(1) Grup de Recerca Biodiversitat Animal. Unitat d'Ecologia i CREA.F.
Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra.
xavier.espadaler@uab.es

(2) Departament de Biologia Animal, de Biologia Vegetal i d'Ecologia.
Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra.
joanaleixherraiz@hotmail.com

Resumen

El análisis de la estructura y diversidad de las comunidades de hormigas (3654 hormigas, 31 especies, 16 géneros) capturadas con trampas de caída dispuestas en 5 zonas quemadas y una zona no quemada del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac pone de manifiesto que:

1. La zona no quemada es la más rica en especies, en especies/trampa y especies/punto de muestreo.
2. La zona sometida a incendios repetidos, por el contrario, es la más pobre.
3. Las zonas en las que se ha mantenido la estructura vegetal después del incendio, muestran un grado intermedio de aquellas variables.
4. La estructura de la comunidad (curvas rango-abundancia) de las diferentes zonas sigue un gradiente que refleja el grado en el que, según diferentes tratamientos post-incendio, la estructura vegetal y los microhábitats de nidificación se han mantenido *in situ*.
5. Como criterios para ayudar a la regeneración y/o recolonización de las zonas afectadas, por lo que respecta a hormigas, se recomienda intervenir lo menos posible en las zonas quemadas.

Introducción

El Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac ha empezado un trabajo extensivo después del fuego que se produjo en 2003, con la finalidad de obtener criterios objetivos de decisión sobre qué tratamientos post-incendio parecen ser más correctos para obtener una recuperación más rápida de los ecosistemas quemados. En el ámbito de este trabajo, se han estudiado diversos grupos de invertebrados epiedáficos y hipogeos, y entre ellos las hormigas. Este grupo de insectos ha demostrado sobradamente responder a cambios en la estructura y a perturbaciones en los ecosistemas (Folgarait, 1998) y se ha usado en este sentido en diversas zonas del mundo: Australia (Andersen, 1990; King et al., 1998), América del Norte (Rice, 1932), Sudáfrica (Donnelly & Giliomee, 1985), Sudamérica (Bestelmeyer & Wiens, 1996; Brown, 1997) y Europa (García et al., 1995; Gómez et al., 2003; Gibb & Hjalten, 2007). El efecto de los incendios en las hormigas se ha estudiado de manera específica, aunque la mayoría de trabajos -como este- son observacionales, *a posteriori*, de los efectos del fuego en las hormigas y, en este sentido, no pueden ser predictivos sino tan sólo descriptivos o correlacionales. El punto crítico es que en la mayoría de trabajos no se estudió la comunidad de hormigas antes del fuego y, por lo tanto, no se tiene la seguridad de que la comunidad de hormigas de las zonas quemadas y no quemadas que se estudian después de un fuego fueran similares. Dado que cada situación o localidades son únicas, como es el caso que estudiamos, es un ejercicio meramente especulativo la comparación concreta con datos de este tipo de otras localidades y por lo tanto las hemos dejado de banda. Hay trabajos experimentales, que se basan en quemas prescritas, y que permiten adquirir información válida sobre el efecto del fuego en las hormigas (Rice, 1932; Andersen, 1988, 1991; Andersen & Müller, 2000; York, 1999, 2000; Wikars & Schimmel, 2001; Colby, 2002; Izhaki et al. 2003; Montblanc, 2005). Estos últimos sí que los hemos tenido en cuenta en la discusión y valoración de los resultados.

Los efectos del fuego dependen de factores como su intensidad, severidad, intervalo entre fuegos, época del año, y estructura del hábitat (Wikars & Schimmel, 2001).

Aunque el microhábitat de nidificación es una propiedad específica que modifica en grado variable el efecto inmediato de un fuego, podemos asumir, en principio, que la fauna de hormigas resulta afectada negativamente por el fuego a corto plazo (Wikars & Schimmel, 2001). A partir de esta situación, se tomó como punto de partida que la zona no quemada (zona 4; Z4) es la que tendría una fauna más variada, bien conservada, más

íntegra. De acuerdo con el principio general que a más microhábitats, mayor diversidad de hormigas (Andersen, 1986; Armbrecht et al., 2004; Pressic & Herbst, 1973) y según los tratamientos que recibieron las zonas estudiadas, esperaríamos encontrar una ordenación, de mayor integridad a menor, que seguiría el siguiente modelo: $Z4 < Z2 < Z3 < Z1$. Proponemos que $Z2$ es más íntegra que $Z3$ a causa del labrado de ésta, efecto que rompe la estructura del suelo y remueve la disposición de piedras que podrían haber constituido lugares estables para anidar. Para las zonas 5 y 6, con un número menor de trampas de caída, el modelo de ordenación sería: $Z5 < Z6$. Esta última hipótesis es menos segura debido a la menor intensidad de muestreo de las dos zonas.

La ordenación se refiere a la riqueza y cualidad de especies y no al número de individuos (abundancia). Esta segunda variable, después de un fuego, puede variar en orden de magnitud, debido a la desaparición sesgada de especies (aquellas que hagan nido en microhábitats muy afectados por el fuego). Esta eliminación selectiva puede provocar un gran aumento en las poblaciones de otras especies menos afectadas, que verían relajada la competencia que les podían hacer las primeras. Por tanto, la variación del número de obreras que busquen comida en la superficie del suelo (= capturadas en las trampas) es difícil de predecir. Según la composición de la fauna, que es particular localmente, y muy variable en el espacio, se pueden observar explosiones de actividad o ausencias marcadas de hormigas buscando alimento.

En este trabajo, pues, se estudiaron las diferencias en la riqueza y composición de la mirmecofauna en una zona que había sufrido una elevada frecuencia de incendios, en cuatro zonas quemadas por el incendio forestal de 2003 que habían estado sometidas a diferentes tratamientos post-incendio, y una zona no afectada por incendios recientes.

Material y métodos

Zonas de estudio

La zona de estudio se dividió en seis zonas llamadas Zona 1, Zona 2, Zona 3, Zona 4, Zona 5 y Zona 6. En cada una de ellas se siguió un tratamiento post-incendio determinado:

- Zona 1: se trata de una zona quemada en diversas ocasiones y presentaba una gran cantidad de afloramientos de roca.
- Zona 2: es una zona quemada en agosto de 2003 en la que se extrajeron los troncos gruesos y se extendieron las ramas pequeñas por el suelo.
- Zona 3: esta zona se quemó en agosto de 2003 y se realizó un tratamiento que consistió en la retirada de los troncos gruesos, un labrado de la superficie y se replantaron pinos.
- Zona 4: se trata de una zona control de pino albar. No fue afectada por el incendio de 2003.
- Zona 5: es una zona quemada también en agosto de 2003 en la que se extrajeron los troncos y las ramas más pequeñas. Este tratamiento se hizo en varias parcelas cuadradas con una superficie de una hectárea cada una.
- Zona 6: se trata de una zona quemada en agosto de 2003 en la que no se realizó ningún tipo de tratamiento. Es un zona pequeña dividida en dos unidades, una vertiente de una hectárea y un rectángulo de dos hectáreas.

Métodos de muestreo

El muestreo se hizo utilizando trampas pitfall de 8 cm de diámetro, que se dejaron activas durante dos semanas. Las muestras de cada tipo de muestreo se colocaron etiquetadas por trampas en frascos con alcohol de 96°. Los puntos de muestreo divididos por zonas son los siguientes:

- Zona 1: en esta zona se colocaron 5 puntos de muestreo P1, P2, P3, P4 y P5 con seis trampas de caída separadas 10 m entre ellas en cada uno de los puntos. Se recuperaron y determinaron las muestras de 25 trampas.
- Zona 2: se colocaron 5 puntos de muestreo P11, P12, P13, P14 y P15. Se recuperaron y determinaron las muestras de 25 trampas.

- Zona 3: También se colocaron 5 puntos de muestreo P6, P7, P9, P10 y P26. Se perdió la trampa 95-5 del punto P26, por lo que recuperaron un total de 24 trampas.
- Zona 4: en esta zona se colocaron 5 puntos de muestreo P17, P18, P19, P20 y P21. Se perdieron las trampas 100-5 y 102-3 de los puntos P18 y P21 respectivamente. Se recuperaron y estudiaron las muestras de 23 trampas.
- Zona 5: se colocaron 4 puntos de muestreo P22, P23, P24 y P25. Se perdieron las trampas 71-2, 71-4 y 71-5 del punto P25. Se recuperaron las muestras de 17 trampas. Estas pérdidas parecen debidas a jabalís.
- Zona 6: dado que se trata de una zona pequeña, sólo se colocaron dos puntos de muestreo P8 y P16. Se recuperaron las 10 trampas colocadas y se determinaron las muestras.

Análisis de datos

Algunas variables (número de individuos por trampa o de especies por trampa) pueden ser valoradas independientemente del esfuerzo de muestreo ya que cada trampa ha estado activa el mismo lapso de tiempo (14 días) pero otras variables (número de especies por punto de muestreo, riqueza total de especies de una zona, similitud entre zonas) requieren un esfuerzo de muestreo similar para poder ser comparadas. Por lo tanto, se consideraron conjuntamente los datos de todas las zonas sólo para hacer comparaciones del número de individuos por trampa y del número de especies por trampa. Para evaluar si el fuego afectó globalmente al número de hormigas, sin identidad específica, se compararon el número de individuos por trampa en las 6 zonas, usando un ANOVA de un solo factor

(Zona 1 a 6) aplicando anteriormente la transformación logarítmica para normalizar los datos. El número de especies por trampa y de especies por punto de muestreo (con el número de trampas como covariable), se evaluó usando un ANOVA de un solo factor con seis niveles (Zona 1 a 6).

La estructura de la comunidad de hormigas se describió con el índice de Shannon usando dos variables:

- a. Número de individuos por especie.
- b. Número de trampas donde ha caído cada especie, variable que reduce un posible efecto de reclutamiento.

También se usó esta última variable, el número de trampas en las que ha caído cada especie en cada zona, usando todos los puntos de muestreo de cada zona, exponiéndolos en forma de curvas de rang-abundancia, comparándolas visualmente y considerando las pendientes de la recta de regresión (con ajuste exponencial) para cada zona. Esta última comparación se hizo separadamente, según el esfuerzo de muestreo similar, para las zonas 1 a 4 conjuntamente y para las zonas 5 y 6.

La similitud entre zonas en lo que respecta a la composición de especies y individuos, se exploró con el índice de similitud de Sørensen, definido por $(S) = 2c/(2c+a+b)$ donde c = número de especies comunes en las zonas a y b , a = número de especies exclusivas de la zona a y b = número de especies exclusivas de la zona b . Por lo que respecta a la composición en especies e individuos, se comparó con un análisis de conglomerados (“Cluster analysis”), usando la distancia euclidiana y el método de single-linkage.

Las variables utilizadas fueron las especies. Para evitar dar más peso a aquellas especies que tienen un gran número de individuos, este se estandarizó por especie. Para todos los análisis estadísticos se usó el paquete STATISTICA 6.1 (Statsoft, 2001). Se depositaron especímenes testimonio en el Museu de Ciències Naturals de Barcelona.

Resultados

Se encontraron un total de 3654 hormigas, de las Subfamilias *Myrmicinae*, *Formicinae* y *Dolichoderinae*, agrupadas en 16 géneros con un total de 31 especies (Tabla1). En las diferentes zonas estudiadas del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac las especies con más individuos son, con diferencia, *Pheidole pallidula* (Nyl.) y *Tapinoma nigerrimum* (Nyl.). Alternativamente, si usamos el número de trampas en el que ha caído cada especie, controlando así parcialmente el hecho de haber podido capturar un reclutamiento, dos especies son las más frecuentes: *Pheidole pallidula* (en 96 trampas) y *Plagiolepis pygmaea* (en 66 trampas), indicando que se encontraban muy extendidas en las zonas estudiadas. Las otras 29 especies, se detectaron mucho más localizadas. En la tabla 1 se indican las capturas según las zonas. Se puede observar que la zona con mayor diversidad es la Z4 (control), y la de menor diversidad es la Z5. Hay seis especies exclusivas de zonas quemadas y seis exclusivas de zonas no quemadas.

La zona 1, quemada en diversas ocasiones, presenta sólo 12 especies, de las cuales la mayoría son de lugares abiertos. *Messor bouveri* Bondroit y *Messor capitatus* (Latr.) son exclusivas de esta zona. La zona 2 presenta 19 especies con una especie esclavista, *Strongylognatus testaceus*, de la que se capturó una reina alada y, por lo tanto, no tenemos la seguridad de que tenga nidos. En Cataluña se conocen tres localidades donde ésta hormiga habita, todas en el Pirineo. *Camponotus piceus* (Leach), *Tetramorium semilaeve* André y *Tetramorium forte* son exclusivas de esta zona. La zona 3 presenta 16 especies, ninguna de ellas exclusiva. Una de ellas, *Plagiolepis xene* Stürcke, es parásita de *Plagiolepis pygmaea* (Latr.). La zona 4 es, como ya se esperaba, la que presenta una mayor diversidad con 23 especies. Exclusivas de esta zona son especies que anidan en la madera (*Crematogaster scutellaris* (Olivier)), bajo la corteza (*Temnothorax lichtensteini* (Bondroit))o, a menudo, en la base de los pinos (*Camponotus lateralis* (Olivier)). Aunque no exclusivas, son abundantes las dos especies de *Myrmica* (*M. speciosus* Bondroit y *M. spinosior* Santschi), género que requiere un mínimo de humedad en el suelo y un alto recubrimiento de vegetación. También se han encontrado exclusivas de esta zona las hormigas parásitas *Chalepoxenus kutteri* Cagniant (una reina), que es esclavista de diversas especies del género *Temnothorax*, y obreras de *Polyergus rufescens* (Latr.) que es esclavista de diversas especies de *Formica*. La zona 5 presenta 11 especies pero se debe tener en cuenta que se recogieron menos trampas – sólo 17 , en cuatro puntos de muestreo- que

en las anteriores cuatro zonas. Ninguna especie es exclusiva de esta zona. Finalmente, la zona 6, con menos trampas (10, en dos puntos de muestreo) sólo presenta 13 especies. Ya que hay pocas trampas (menos de la mitad que en las otras) la información de esta zona debe ser tomada con cautela para ser usada como criterio de evaluación del tratamiento post-incendio. No hay ninguna especie exclusiva de esta zona.

Número de individuos y especies por trampa

A pesar de que se detectaron más hormigas por trampa en las zonas quemadas, consideradas conjuntamente, que en la zona no quemada, la diferencia no es significativa entre las 6 zonas ($F_{5,118} = 2.01$; $P = 0.08$) (Figura 1). Aparentemente tampoco hay diferencias significativas en el número de especies por trampa entre las cuatro zonas ($F_{5,118} = 1.96$; $P = 0.09$) (Figura 2) pero una comparación de contraste de la Z4 y las otras cinco consideradas conjuntamente, da una $F_{1,118} = 3.95$ ($P = 0.04$). En la zona 4 hay, significativamente, más especies por trampa que en las zonas quemadas, consideradas conjuntamente.

Número de especies por punto de muestreo

La zona no quemada es la más rica en especies por punto de muestreo. Hay diferencias significativas entre las zonas ($F_{5,19} = 3.26$; $P = 0.02$) (Tabla 2, figura 3), si bien un **test post-hoc** indica que la diferencia es sólo entre la zona 4 y la 5.

Rang-abundancia

En la figura 4 se presenta, para cada zona, las curvas de rang-abundancia. La pendiente de la regresión de la zona no quemada (-0.11) es la que nos da el valor base que se querría conseguir en un eventual programa de recuperación post-incendio. Para las zonas 1 a 4 (figura 4A), que tienen un esfuerzo de muestreo similar, la ordenación de estas pendientes es (de mayor a menor): $Z1 > Z3 > Z2 > Z4$. Para las zonas 5 y 6 (figura 4B), con un esfuerzo de muestreo inferior, esta ordenación de la pendiente es: $Z5 > Z6$.

Similitud entre zonas

En la Tabla 3 se muestra el índice de Sørensen que indica la similitud en la composición de especies entre pares de zonas. El orden de similitud decreciente con la zona control (Z4) es: Z3, Z2, Z1. El gráfico de similitud (Figura 5) segrega en primer lugar, y como era de esperar, la zona no quemada. A continuación se diferencia la zona 2,

posiblemente por la influencia de la presencia exclusiva en esta zona de *Camponotus piceus*, *Tetramorium semilaeve* y *Tetramorium forte*, que puede explicarse mejor como reflejo de la situación anterior a los incendios y no como efecto del tratamiento, o sea, que sólo en esta zona ya se encontraban estas especies antes del fuego. La relación con las otras cuatro zonas es dudosa, y además existió una intensidad de muestreo distinta entre las zonas. De todos modos, las zonas con intensidad de muestreo similar (1,2,3 y 4) se muestran ordenadas en el orden esperado: Z4, Z2, Z3, Z1. Las zonas 5 y 6 quedan juntas, reflejando probablemente la pobreza de especies debida a un inferior esfuerzo de muestreo.

Discusión

Los efectos de una perturbación muy intensa como es el fuego, dependen tanto de las características del mismo (Wikars & Schimmel, 2001) como del tratamiento posterior, que puede modificar en positivo o en negativo aquel primer efecto. En los pocos trabajos en los que se ha estudiado la comunidad de hormigas pre-incendio y post-incendio, los efectos del fuego son variables, desde un efecto negativo (Wikars & Schimmel, 2001; Izhaki et al., 2003), neutro (Montblanc, 2005) o positivo (Rice, 1932; York, 1999; Andersen, 1988; Andersen & Muller, 2000) y también según qué variable se analice (número de individuos, número observado o esperado de especies). Se debe tener en cuenta que en aquellos trabajos, el tiempo transcurrido entre el fuego y el muestreo es bastante variable, desde pocos días hasta siete años. Resulta difícil, por lo tanto, usar esta información en el presente trabajo ya que la recuperación de la biota después del fuego es un proceso temporal y, por lo tanto, el momento concreto en el que se realice el estudio postincendio, no es indiferente, a efectos comparativos. Así, Izhaki et al.(2003) y Lubertazzi & Tschinkel (2003) describen como la comunidad de hormigas de un lugar concreto varía según el tiempo transcurrido desde el fuego. También Wilkinson et al.(2005) en el desierto de Chihuahua, detectaron un aumento de géneros en zonas quemadas a cabo de un año, pero aquella diferencia desaparecía al cabo de dos años.

En este estudio, las hormigas muestran ser un grupo de insectos bastante resistente al fuego: los incendios repetidos de la zona 1 no han eliminado las hormigas, y hay una representación nada despreciable de especies, aunque de un grupo que indica zonas abiertas. En conjunto, en las zonas quemadas se han censado 25 especies de 12 géneros. May (1978) y Southwood (1978) propusieron que los componentes estructurales en un hábitat pueden ser factores especialmente importantes que expliquen la composición y/o evolución de las comunidades de artrópodos que allí viven o usan recursos vegetales.

Lawton (1983) sugiere que el número de artrópodos en hábitats terrestres viene parcialmente gobernado por la estructura de la vegetación. Aplicado a hormigas, este principio se concreta específicamente en que los microhábitats de nidificación de origen vegetal in situ o en el suelo (corteza, tocones, troncos, ramitas, bellotas, agallas y piñas) favorecen el establecimiento y el mantenimiento de la diversidad de hormigas (Pressic & Herbst, 1973; Andrew et al., 2000; Armbecht et al., 2004; Coelho & Ribeiro, 2006).

Según este principio y, de acuerdo con los tratamientos aplicados, por lo que respecta a la diversidad de especies de hormigas, sería de esperar encontrar una ordenación de las zonas estudiadas que siguiera este patrón: Z4, Z2, Z3, Z1; la zona 3, recordemos, sufrió un labrado adicional, que implica movimiento de piedras, afectando posibles lugares originales de nidificación. Para las zonas 5 y 6 esperaríamos encontrar que Z6 > Z5 debido a la extracción de elementos estructurales (troncos y ramas pequeñas) en la Z5.

Aunque a menudo se indica un aumento del número de hormigas (individuos) después del fuego (Rice, 1932; Andersen, 1988; York, 1999; Andersen & Muller, 2000) no lo hemos detectado así en el caso estudiado, pero ello puede ser debido al lapso de tiempo que ha habido entre el fuego y el periodo de muestreo (Wilkinson et al., 2005). El número de individuos por trampa no parece haber estado afectado negativamente. La zona control es la más rica en especies – tanto observadas como estimadas – y esto es consistente con la observación que en las zonas quemadas, consideradas en conjunto, hay menos especies por trampa que en la zona control. También hay menos géneros (= estilos de vida) en las zonas quemadas. La diversidad estructural de la vegetación limitaría la competición entre especies de hormigas, al permitir más lugares donde anidar y buscar alimento (Culver, 1974). Esta mayor biodiversidad en la zona control vendría determinada directamente por la riqueza estructural, especialmente por la variación y riqueza de los microhábitats de nidificación y por la ausencia del efecto negativo del fuego en estos y, directamente, en las hormigas.

Teniendo en cuenta que los diferentes tratamientos son únicos – los puntos de muestreo son pseudoréplicas dentro de un tratamiento – se puede hacer una evaluación provisional que cualifique el efecto de los tratamientos, usando las variables especies/trampa y especies/punto de muestreo, juntamente con el número total observado. En la Tabla 3 se presenta este resumen. En la zona no quemada hay más especies (23), más especies por trampa (3.82 ± 0.3 ; $n = 23$ trampas) y más especies por punto de muestreo (10 ± 1.09 ; $n = 5$ puntos) que en las zonas quemadas, donde hay un total de 25 especies entre las 5 zonas, una media de especies/trampa de 3.11 ± 0.14 ($n = 101$ trampas) y de especies/punto de muestreo de 7 ± 0.53 ($n = 21$ puntos). En resumen, es manifiesto que la zona no quemada es la más rica en especies, es la que tiene en exclusiva especies arborícolas y también encontramos especies de hormigas esclavistas (*Chalepoxenus*, *Polyergus*) que precisan de una comunidad madura con poblaciones estables de las especies huésped (Hölldobler & Wilson, 1990), a excepción de *Plagiolepis xene* que, por el contrario, es una parásita sin obreras que no necesita

comunidades estables o naturales (Espadaler & Cagniant, 1991) y es la única parásita que no tiene un valor indicador en este estudio. Hay que añadir que *Chalepoxenus kutteri* está considerada como especie vulnerable y amenazada ([http://zipcodezoo.com/Animals/C/Chalepoxenus kutteri.asp](http://zipcodezoo.com/Animals/C/Chalepoxenus_kutteri.asp) accedido 29 de enero de 2008).

Por el extremo inferior, la zona 1 quemada diversas veces, es la que tiene menos especies. Este empobrecimiento en especies también fue detectado por Rice (1932) en praderas de Illinois, por York (1999) en zonas con quemas prescritas frecuentes en Australia y por Andersen & Muller (2000) en sabanas australianas. También en esta zona aparecen en exclusiva especies granívoras (Messor), y otras que también nidifican en lugares muy abiertos. La zona 5, con extracción importante de material (troncos y ramas), que elimina parte de los posibles lugares de nidificación, también resulta muy empobrecida. Las zonas 2 y 3 son más difíciles de diferenciar ya que tienen variables observadas relativamente similares (Tablas 2 y 4). Por un lado, los índices de Shannon usando los individuos/especie - pero no el que una las trampas/especie - (Tabla 2) y de Sørensen (Tabla 3) nos dicen que la Z3 es más similar a la Z4 que la Z2; por otro lado, el análisis cluster y la pendiente de las rectas ajustadas a las curvas de rang-abundancia, nos dicen que la Z2 es más similar a la Z4 que a la Z3. Se deberían hacer réplicas de los tratamientos implicados en las zonas 2 y 3 para diferenciarlas claramente y ver cual se acerca más a las características de la Z4. En todas las variables y análisis usados, con excepción del índice de Shannon usando los individuos/especie, la Z6, que ha conservado todas las estructuras in situ se encuentra más cercana a la Z4 que la Z5, en la que se han extraído todas las estructuras vegetales.

Hemos estudiado la respuesta de las hormigas a una perturbación al cabo de tres años, que es un lapso de tiempo demasiado corto como para pensar en un proceso de recolonización por parte de reinas de hormigas o por migración a partir de colonias situadas en la periferia del área quemada. Dado que la naturaleza del vínculo tratamiento-hormigas es correlacional y no de causa-efecto, entendemos que la composición y riqueza de especies que hemos evaluado para cada zona, con su exclusivo tratamiento postincendio, se debe interpretar como que los diferentes tratamientos han permitido el mantenimiento de una parte de aquello que había antes del fuego y no que han provocado cambios aquello que había *a priori*. En resumen, y usando a las hormigas como organismos respuesta, y si tenemos en cuenta que son sensibles a cambios inducidos por el fuego en la presencia, variación y estructura de los

microhábitats que se encuentren en la superficie, creemos que el mejor tratamiento después de un incendio en esta área es dejar la mayor cantidad de estructura a su disposición, por ejemplo, y como mínimo, las ramas. El seguimiento en el tiempo de las zonas estudiadas sería una buena prueba de las conclusiones a las que hemos llegado, sobre la calidad de los tratamientos postincendio.

Bibliografía

Andersen, A.N. 1986. Diversity, seasonality and community organization of ants at adjacent heath and woodland sites in south-eastern Australia. *Australian Journal of Zoology* 34: 53-64.

Andersen, A. 1988. Immediate and longer-term effects of fire on seed predation by ants in sclerophyllous vegetation in south-eastern Australia. *Australian Journal of Ecology* 13: 285-293.

Andersen, A.N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 16: 347-357.

Andersen, A.N. 1991. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica* 23: 575-585.

Andersen, A.N. & Müller, W.J. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah: ordinal-level analysis. *Austral Ecology* 25: 199-209.

Andrew, N., Rodgerson, L. & York, A. 2000. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology* 25: 99-107.

Armbrecht, I., Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304: 284-286.

Bestelmeyer, B.T. & Wiens, J.A. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* 6: 1225-1240.

Brown, 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.

Coelho, I.R. & Ribeiro, S.P. 2006. Environmental heterogeneity and seasonal effects in ground –dwelling ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. *Neotropical entomology* 35: 19-29.

Colby, D.M. 2002. Effects of fire frequency and the red imported fire ant on insects in a Louisiana longleaf pine savanna. PhD Thesis, Louisiana State University.

Culver, D.C. 1974. Species packing in Caribbean and north temperate ant communities. *Ecology* 55: 974-988.

Donnelly, D. & Giliomee, J.H. 1985. Community structure of epigeic ants in a pine plantation and in newly burnt fynbos. *Journal of the Entomological Society of South Africa* 48: 259-265.

Espadaler, X. & Cagniant, H. 1991. *Plagiolepis xene* Stärcke, 1936, the first inquiline ant from the Balearic Islands. *Psyche*, 98:351-354.

Espadaler, X. & Nieves, J.L. 1983. Hormigas (Hymenoptera, Formicidae) pobladoras de agallas abandonadas de Cinípidos (Hymenoptera, Formicidae) sobre *Quercus* sp. en la Península Ibérica. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 12: 89-93.

Folgarait, P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244.

Franch, J. & Espadaler, X. 1988. Ants as colonizing agents of pine stumps in San Juan de la Peña (Huesca, Spain). *Vie Milieu* 38: 149-154.

Gibb, H. & Hjalten, J. 2007. Effects of low severity burning after clear-cutting on midboreal ant communities in the two years after fire. *Journal of Insect Conservation* 11: 169-175.

García, J.A., Ena, V., Mediavilla, G. & Tarrega, R. 1995. Explotación post-fuego por hormigas (Hymenoptera, Formicidae) en ecosistemas de *Quercus pyrenaica*. A: Comité editorial (eds.). *Avances en entomología ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) y Universidad Autónoma de Madrid. p. 91-100.

Gómez C., Casellas D., Oliveras J. & Bas J.M. 2003. Structure of ground-foraging ant assemblages and land-use change in rural ecosystems in the north-western mediterranean region. *Biodiversity and Conservation* 12:2135-2146.

Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, Mass.

Izhaki, I., Levey, D.J. & Silva, W.R. 2003. Effects of prescribed fire on ant community in Florida pine savanna. *Ecological Entomology* 28: 439-448.

King, J.R., Andersen, A.N., & Cutter, A.D. 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation* 7: 1627-1638.

Lawton, J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23-39.

Lubertazzi, D. & Tschinkel, W. R. 2003. Ant community change across a ground vegetation gradient in North Florida's longleaf pine flatwoods. *Journal of Insect Science* 3 (21): 1-14. Disponible a: www.insectscience.org/3.21

May, R.M. 1978. The dynamics and diversity of insect faunas. A: *Diversity of Insect faunas*. (Mound, L.A. & Waloff, N., eds.), 188-204. Blackwell Scientific. Oxford.

Montblanc, E. 2005. The effects of elevation, tree cover, and fire on ant populations in a Pinion-Juniper dominated watershed. MS University of Nevada, Reno..

Pressick, M.L. & Herbst, E.1973. Distribution of ants on St. John, Virgin Islands. Caribbean Journal of Science 13: 187-197.

Rice, L.A. 1932. Effects of fire on the prairie animal communities. Ecology 13: 392-401.

Southwood, T.R.E. 1978. The components of diversity. A: Diversity of Insect faunas. (Mound, L.A. & Waloff, N., eds.), 19-40. Blackwell Scientific. Oxford.

StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA for Windows. Tulsa, Oklahoma, USA.

WikarsL.O. & Schimmel, J. 2001. Immediate effects of fire severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forsts. Forest Ecology and Management 141: 189-200.

Wilkinson, E.B., Lebrun, E.G., Spencer, M.L., Whitby, C., Kleine, C. 2005. Short-term effects of fire on Sky Island ant communities. A: Gottfried, Gerald J.; Gebow, Brooke S.; Eskew, Lane G.; Edminster, Carleton B., comps., Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II. Proc. RMRS-P-36. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. P. 550-552.

York, A. 1999. Long-term effects of repeated prescribed burning on forest invertebrates: management implications for the conservation of biodiversity. A: Australia's biodiversity responses to fire. Gill, A.M., Woinarski, J.C.Z. & York, A. 1999. Biodiversity Technical Paper. Department of the Environment and Heritage.

York, A. 2000. Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. Austral Ecology 25: 83- 98.

Tabla 1. Especies y número de individuos capturados en las zonas estudiadas.

	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Zona 6	Total
<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille)	21	24	1	12	10	4	72
<i>A. subterranea</i> (Latreille)	0	0	0	2	0	2	4
<i>Camponotus cruentatus</i> (Latreille)	5	7	1	0	0	0	13
<i>C. lateralis</i> (Olivier)	0	0	0	1	0	0	1
<i>C. piceus</i> (Leach)	0	4	0	0	0	0	4
<i>C. pilicornis</i> (Roger)	2	4	3	9	1	2	21
<i>C. sylvaticus</i> (Olivier)	21	2	3	5	3	1	35
<i>Chalepoxenus kutteri</i> Cagniant	0	0	0	1	0	0	1
<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier)	0	0	0	12	0	0	12
<i>Formica gagates</i> Latreille	0	0	1	5	0	1	7
<i>F. gerardi</i> Bondroit	4	2	17	6	4	2	35
<i>F. subrufa</i> Roger	85	0	33	4	2	0	124
<i>Lasius cinereus</i> Seifert	1	2	89	22	1	1	116
<i>Lasius grandis</i> Forel	0	2	188	78	0	0	268
<i>Messor bouvieri</i> Bondroit	16	0	0	0	0	0	16
<i>M. capitatus</i> (Latr.)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Myrmica specioides</i> Bondroit	0	1	0	24	0	0	25
<i>M. spinosior</i> Santschi	0	1	0	40	0	0	41
<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander)	245	472	98	173	230	151	1369
<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille)	58	46	17	29	63	8	221
<i>P. xene</i> Stärcke	0	0	1	1	1	0	3
<i>Polyergus rufescens</i> (Latreille)	0	0	0	1	0	0	1
<i>Solenopsis.sp</i>	5	5	1	13	6	1	31
<i>Strongylognathus testaceus</i> (Schenck)	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tapinoma madeirense</i> Forel	0	41	13	0	0	13	67
<i>T. nigerrimum</i> (Nylander)	0	363	364	5	85	168	985
<i>Temnothorax gredosi</i> (Espadaler & Collingwood)	0	0	0	1	0	0	1
<i>T. lichtensteini</i> (Bondroit)	0	0	0	7	0	0	7
<i>Tetramorium caespitum</i> cfr.	0	3	57	2	0	4	66
<i>T. forte</i> sensu Güsten et al. 2006	0	98	0	0	0	0	98
<i>T. semilaeve</i> André	0	8	0	0	0	0	8

Tabla 2. Hormigas capturadas en trampas de caída en diversas zonas quemadas (Zonas 1, 2, 3, 5 i 6) sometidas a diversos tratamientos post-incendio y una control no quemada (Zona 4). (e.e) = error estandard. El esfuerzo de muestreo és variable (1).

	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Zona 6	Total
Individuos	464	1086	887	453	406	358	3654
Especies	12	19	16	23	11	13	30
Géneros	8	11	9	14	8	9	16
Individuos/trampa	18.5	43.4	36.9	19.6	23.8	25.8	29.4
(e.e.)	(6.2)	(6.2)	(6.4)	(6.5)	(7.6)	(9.9)	(2.6)
Spp/trampa	3.04	3.52	2.95	3.82	2.58	3.60	3.25
(e.e.)	(0.29)	(0.29)	(0.30)	(0.30)	(0.35)	(0.46)	(0.12)
Spp/punto	6.40	8	8.20	10.0	4.25	8.50	7.57
muestreo (e.e.)	(0.50)	(1.14)	(1.11)	(1.30)	(0.25)	(1.50)	(0.52)
Indice de Shannon (individuos/especie)	1.493	1.504	1.757	2.164	1.244	1.178	2.00
Indice de Shannon (trampas/especie)	2.00	2.47	2.47	2.85	1.80	2.21	2.72

(1) Zona 1: 25 trampas (5 puntos de muestreo); zona 2: 25 (5) ; zona 3: 24 (5); zona 4: 23 (5); zona 5: 17 (4); zona 6: 10 (2).

Tabla 3. Indice de Sørensen de similitud (S) entre parejas de zonas.

	Zona 2	Zona 3	Zona 4
Zona 1	0.58	0.71	0.51
Zona 2	—	0.76	0.62
Zona 3	—	—	0.72

(S) = $2c/(2c+a+b)$ on c = número de especies comunes en las zonas a i b, a = número de especies exclusivas de la zona a, y b = número de especies exclusivas de la zona b.

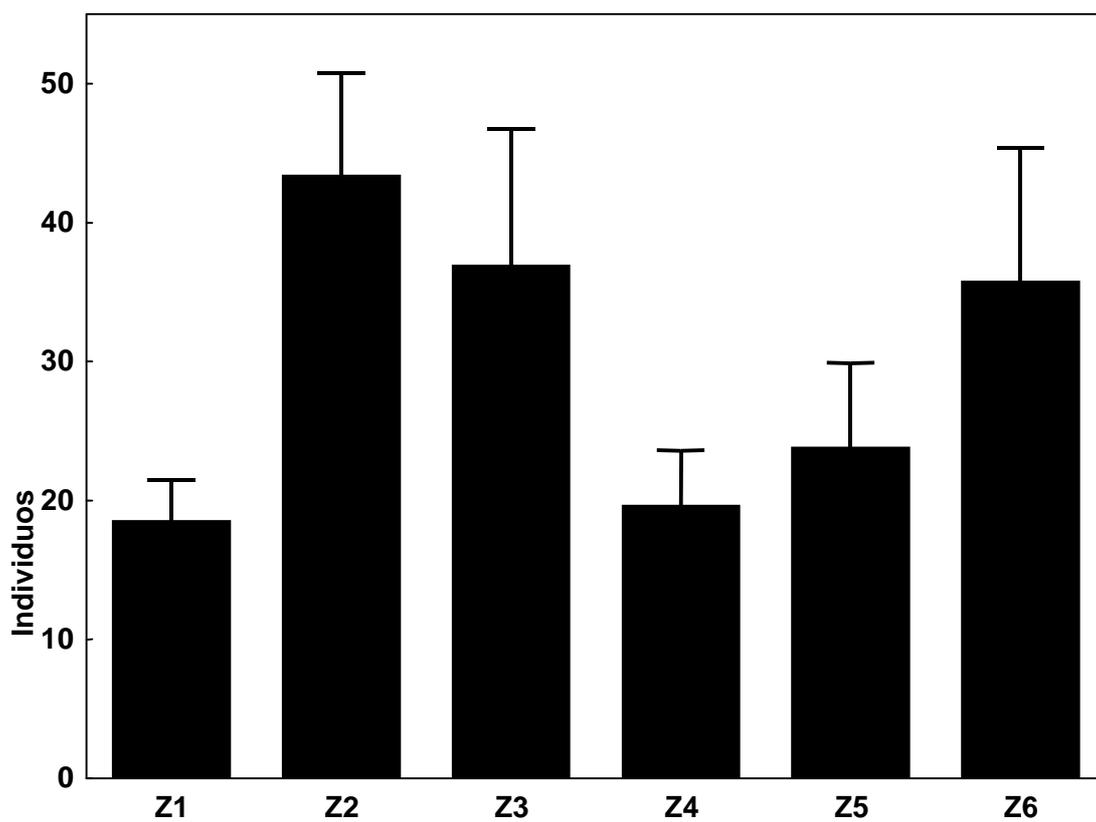


Figura 1. Número de individuos por trampa en las seis zonas. Media \pm e.e. El número de trampas (y puntos de muestreo) en cada zona es (ordenadas de 1 a 6): 25 (5), 25 (5), 24 (5), 23 (5), 17 (4), 10 (2).

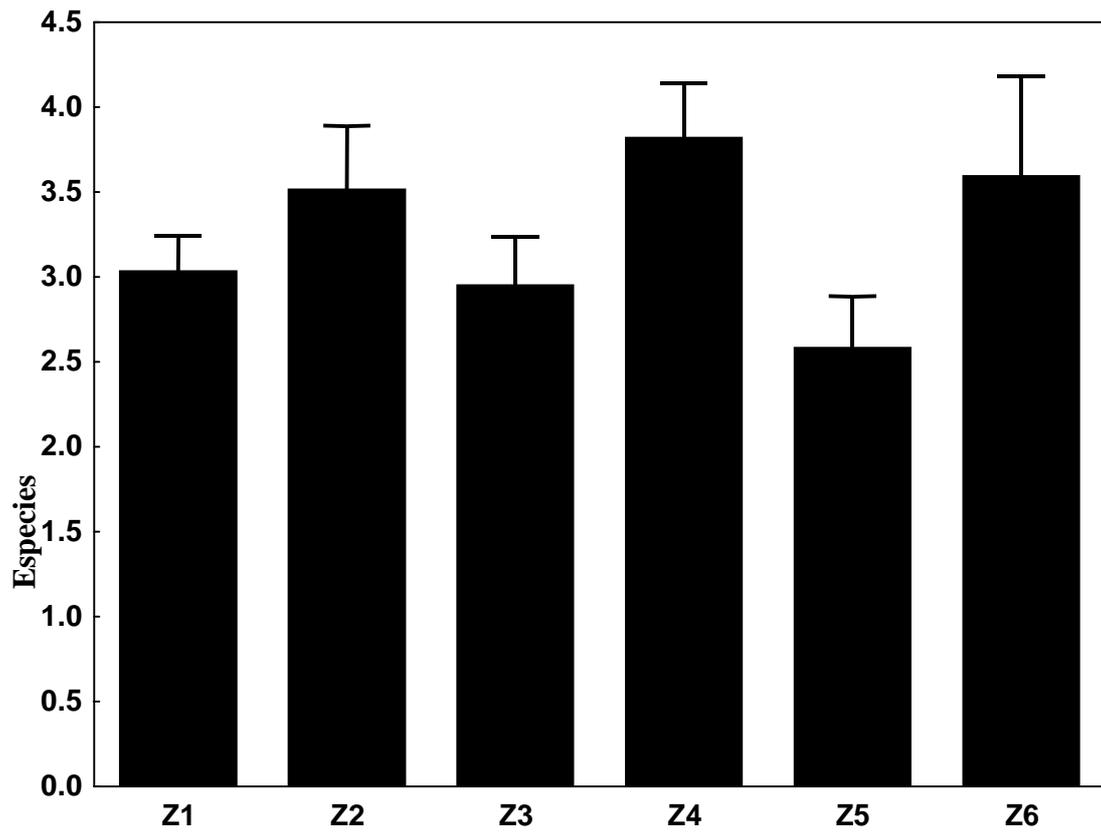


Figura 2. Número de especies por trampa en las seis zonas. Media \pm e.e. El número de trampas (y puntos de muestreo) en cada zona es (ordenadas de 1 a 6): 25 (5), 25 (5), 24 (5), 23 (5), 17 (4), 10 (2).

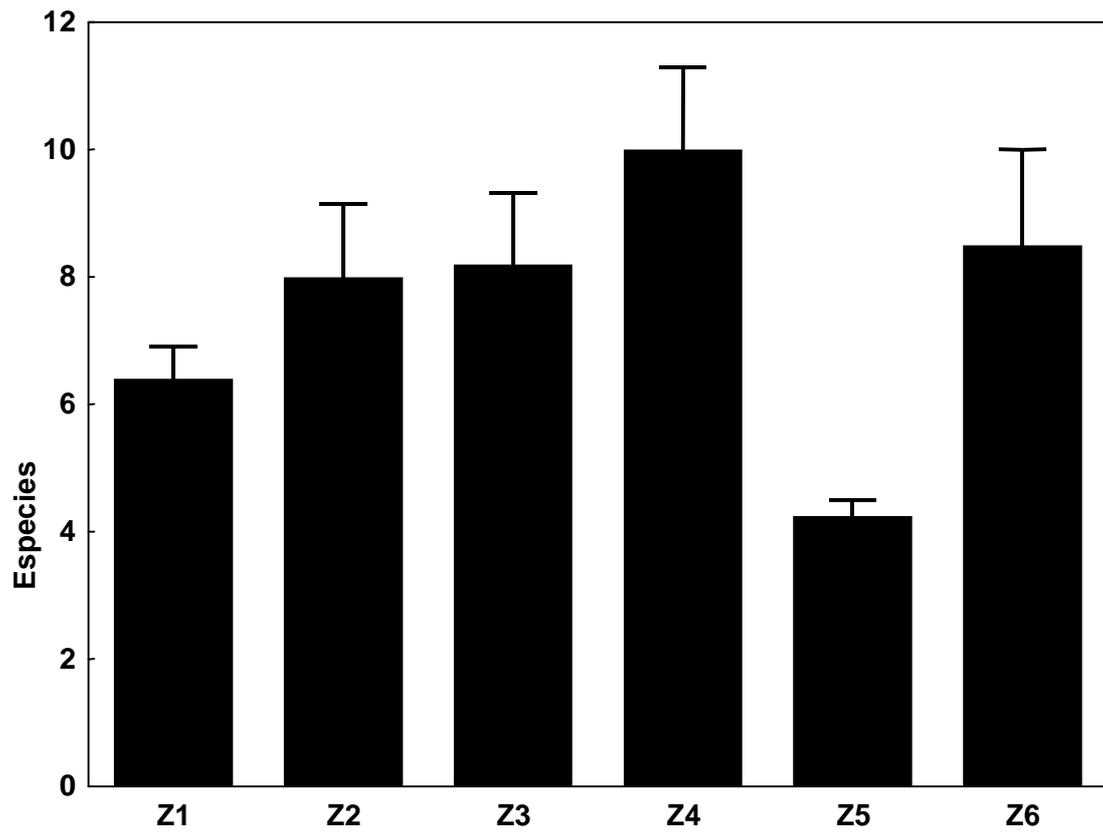


Figura 3. Número de especies por punto de muestreo en las seis zonas. Media \pm e.e. El número de trampas (y puntos de muestreo) en cada zona es (ordenadas de 1 a 6): 5 (25), 5 (25), 5 (24), 5 (23), 4 (17), 2 (10).

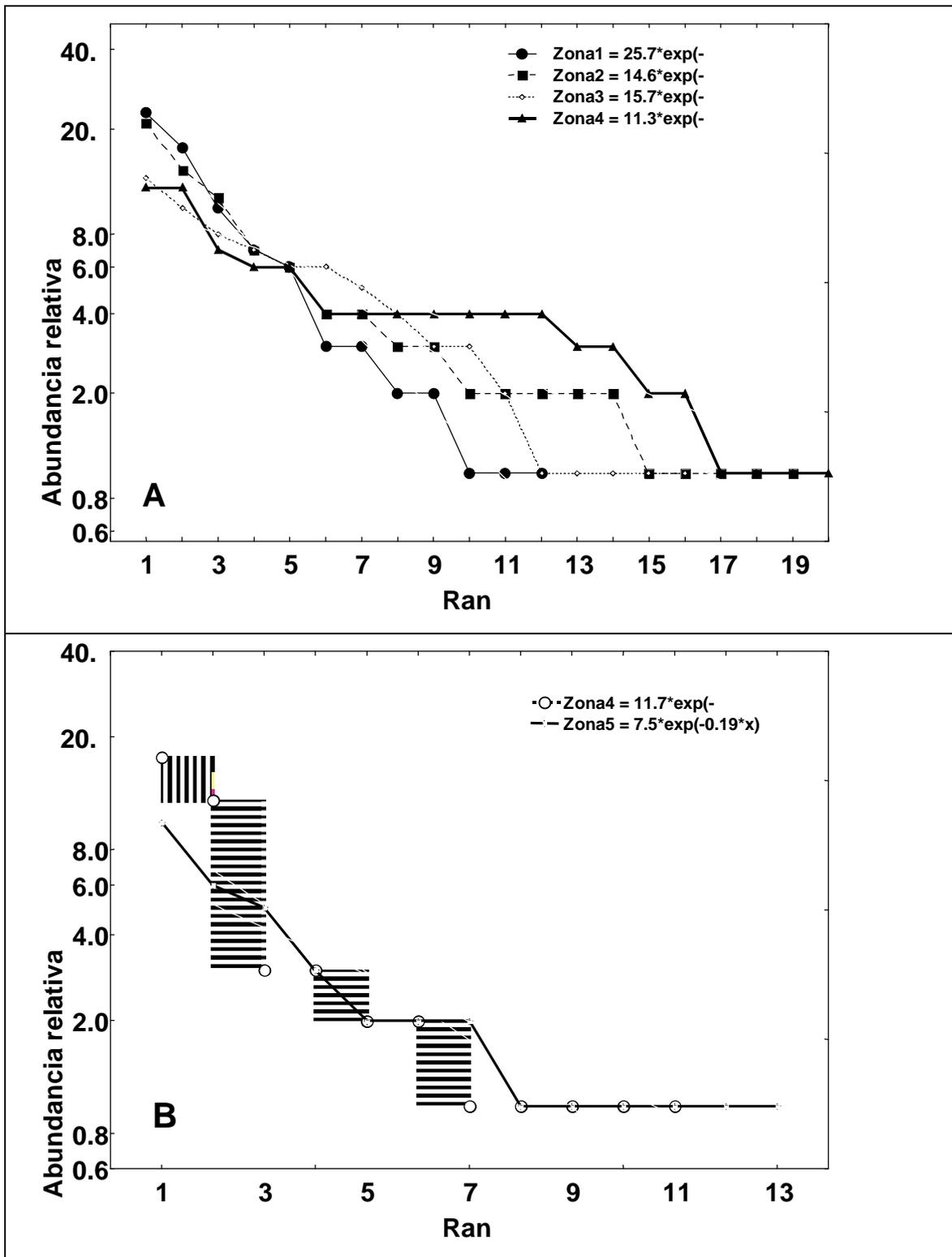


Figura 4. Curvas rango-abundancia de incidencia (presencia/ausencia) de las especies en trampas por las zonas 1 a 4 (A) y 5 a 6 (B). Se indica la recta de regresión exponencial para cada zona. El eje Y es una escala logarítmica.

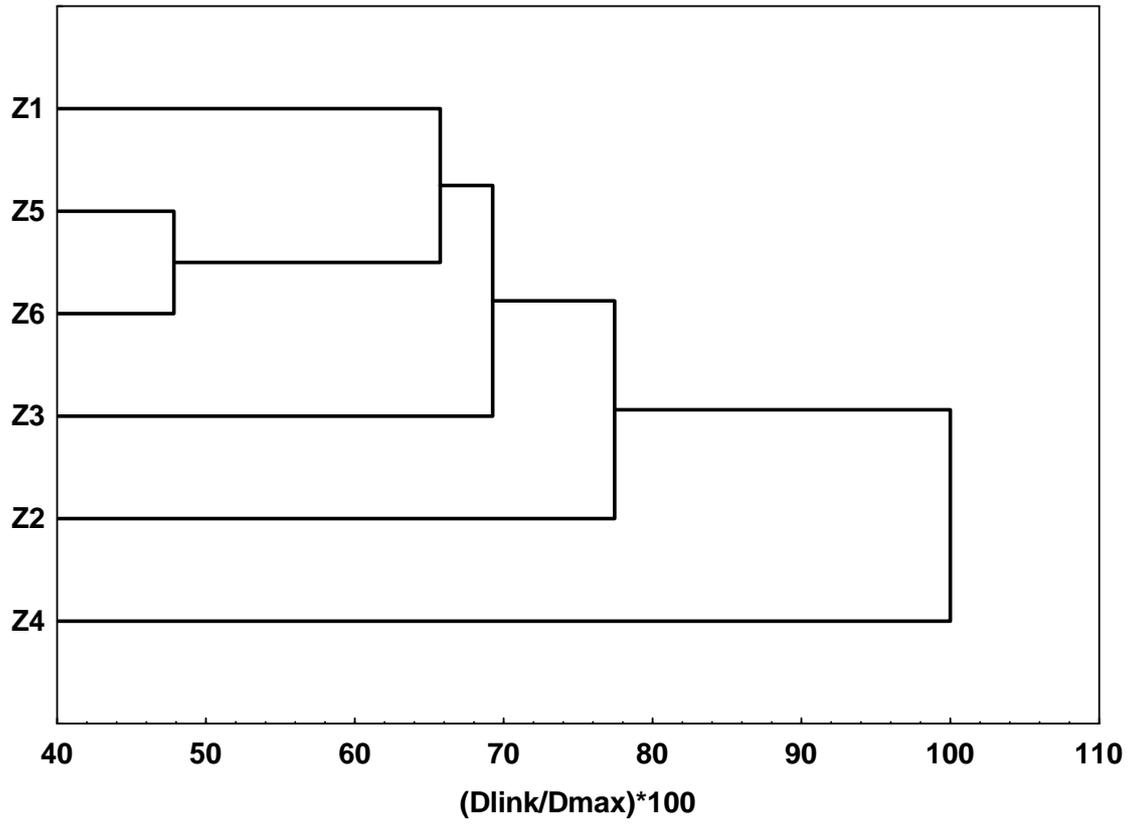


Figura 5. Arbol de similitud de las zonas estudiadas, segun la composición en especies y individuos. Distancia euclidiana estandarizada.

ANEXO 3

DESCRIPCIÓN DE LA REINA DE *Lasius cinereus* Seifert (HYMENOPTERA: FORMICIDAE)

DESCRIPCIÓN DE LA REINA DE *LASIUS CINEREUS* SEIFERT (HYMENOPTERA: FORMICIDAE)

Joan Aleix Herraiz¹ & Xavier Espadaler²

¹ Departament de Biologia Animal, de Biologia Vegetal i d'Ecologia. Facultat de Biociències. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. – joanaleixherraiz@hotmail.com

² Grupo de Biodiversidad Animal. Unidad de Ecología y CREA. Departamento de Biología Animal, de Biología Vegetal y de Ecología. Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. – xavier.espadaler@uab.es

Resumen: Se describe la reina de *Lasius cinereus* Seifert (Hymenoptera, Formicidae) sobre material encontrado en el parque natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (noreste de España). Su reducido tamaño absoluto y cabeza y escapo relativamente más largos la diferencian de la de *Lasius grandis* Forel. Se comentan también sus hábitos de nidificación y preferencia de hábitat en aquella zona.

Palabras clave: Hymenoptera, Formicidae, *Lasius cinereus*, hormigas, reina, descripción.

Description of the queen of *Lasius cinereus* Seifert (Hymenoptera, Formicidae)

Abstract: Description of the queen of *Lasius cinereus* Seifert (Hymenoptera, Formicidae) found in Sant Llorenç del Munt i l'Obac Natural Park (north-eastern Spain). The queens are described for the first time. Their small size and relatively longer head and scape distinguish them from the queens of *Lasius grandis* Forel. Comments on the habitat preference and general and nesting habits are also made.

Key words: Hymenoptera, Formicidae, *Lasius cinereus*, ants, queen, description.

Introducción

El género *Lasius* (*s. str.*) comprende un mínimo de 33 especies en la región paleártica (Seifert, 1992). *Lasius cinereus* Seifert fue descrito en la casta de las obreras, sobre material capturado en 1991 en dos localidades de Castellón (Alcalá de Chivert, Chodos) y una de Murcia (Sierra de Espuña) (España). Los primeros machos fueron encontrados en el parque natural Montnegre-Corredor (noreste de España) y descritos por Espadaler & Roig (2001). Véase la distribución general de la especie en Espadaler *et al.* (2009).

Durante un estudio general de hormigas en el parque natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (41°40'N 1°59'E; noreste de España), la especie se mostró como relativamente abundante en algunos tipos de vegetación. Los nidos estaban situados bajo piedras medianas o troncos y varios de ellos contenían sexuados. Se describe aquí la casta de las reinas y con ello se completa la descripción de esta especie para sus tres castas. Se comentan aspectos generales de su ecología y hábitats preferidos en aquel parque.

Material y métodos

El muestreo de hormigas se llevó a cabo durante cuatro meses, entre mayo y septiembre, y en dos años (2006–2007). Se estudiaron 16 tipos de vegetación, con cuatro réplicas de cada uno. En total se estudiaron 64 estaciones. En cada replica se estableció un transecto de 20 trampas de caída (diámetro 2 cm; profundidad 10 cm), separadas 10 m y abiertas durante 7 días. Adicionalmente, se realizó un muestreo visual directo durante 1 hora en cada estación de muestreo. Durante estos muestreos visuales se recolectaron reinas aladas (18 de agosto de 2006) de *Lasius cinereus*

Seifert (n=23) en dos nidos. Fueron conservadas en alcohol de 96° y 19 fueron montadas en seco para su estudio (Fig. 1). Las medidas se llevaron a cabo con una lupa binocular Leica S6E con micrómetro ocular 5mm/ 0,1mm. Posteriormente se pudo añadir 3 reinas recolectadas en dos localidades muy alejadas de la zona descrita (Castellò de Farfanya, Lérida, capullos recolectados 27 de mayo 2007, eclosionados en el laboratorio 20 de junio de 2007; Portell de Cardò; Tarragona, reina fundadora, 30 de septiembre de 2007). Se midieron igualmente reinas (n=20) de *Lasius grandis* Forel, la especie más cercana, morfológicamente, a *L. cinereus*. Medidas realizadas, según vienen definidas por Seifert (1992): HL: longitud de la cabeza; HW: anchura de la cabeza; SL: longitud del escapo; MH: altura máxima del mesosoma, en visión lateral; ML: longitud del mesosoma. Las medidas de ambas especies se compararon con un test t de Student usando el programa Statistica 6.0 (Statsoft 2001). Se deposita una muestra de dos reinas y una obrera de *L. cinereus*, etiquetadas “Parc Natural Sant Llorenç del Munt Z08, 18/08/2006, A.Herraiz leg. y *Lasius cinereus* Seifert, X. Espadaler det., Dic-2006”, en el Museo de Ciencias Naturales de Barcelona.

Resultados y discusión

Lasius cinereus Seifert, 1992 (reinas; n=22; medidas en micras; abreviaturas según Seifert (1992)). Se indica la media (desviación estándar). HL 1400,5 (33,09); HW: 1508,9 (41,43); SL: 1198,3 (22,01); MH: 1362,8 (48,22); ML: 2763,3 (62,95); HL/HW: 0,935 (0,02); SL/HL: 0,872 (0,02); SL/HW: 0,813 (0,01); MH/ML: 0,494 (0,01).



Fig. 1. Aspecto general de una reina de *Lasius cinereus* Seifert. // Habitus of a queen of *Lasius cinereus* Seifert.

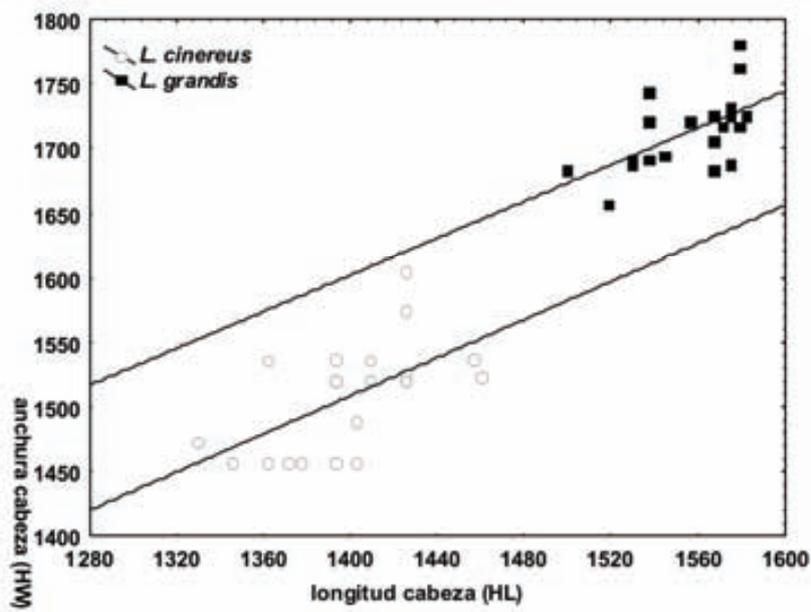


Fig. 2. Relación entre longitud y anchura de la cabeza en las reinas de *Lasius cinereus* Seifert y *L. grandis* Forel; unidades en micras. // Relation between head length (HL) and head width (HW) in the queens of *Lasius cinereus* Seifert and *L. grandis* Forel; measurements in microns.

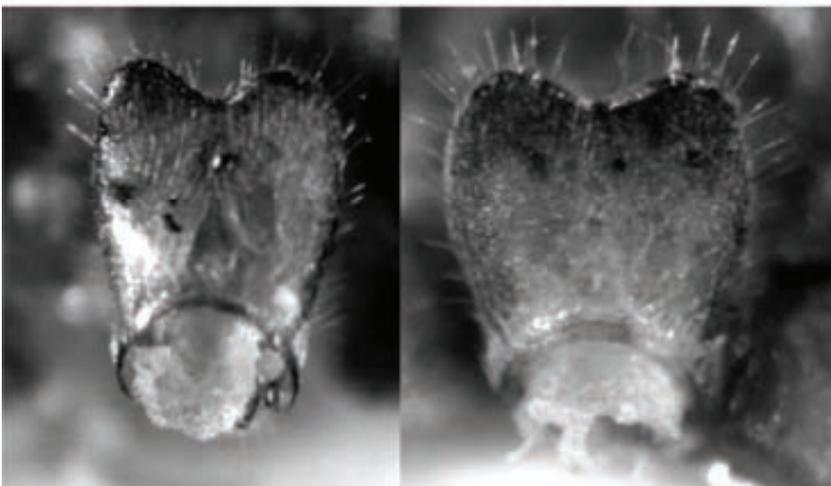


Fig. 3. Vista posterior de la escama peciolar, variable, en reinas de *Lasius cinereus* Seifert. // In posterior view, the variable petiolar node of queens of *Lasius cinereus* Seifert.

Tabla I. Biometría comparada en reinas de *Lasius cinereus* (n=22) y de *Lasius grandis* (n=20). Medidas absolutas (d.e) en micras. // Compared biometry in the queens of *Lasius cinereus* (n=22) and *Lasius grandis* (n=20). Absolute measurements (s.d.) in microns.

	<i>L. cinereus</i>	<i>L. grandis</i>	t Student (40 g.d.l.)	P
HL	1400,5 (33,09)	1555,5 (24,04)	-17,20	0,000
HW	1508,9 (41,43)	1712,8 (29,42)	-18,21	0,000
SL	1198,3 (22,01)	1345,7 (28,55)	-18,83	0,000
MH	1362,8 (48,22)	1554,3 (40,60)	-13,84	0,000
ML	2763,3 (62,95)	3023,7 (99,08)	-10,26	0,000
HL/HW	0,935 (0,02)	0,918 (0,02)	2,58	0,013
SL/HL	0,872 (0,02)	0,871 (0,03)	0,08	0,931
SL/HW	0,813 (0,01)	0,793 (0,02)	2,89	0,006
MH/ML	0,494 (0,01)	0,514 (0,01)	-3,38	0,001

Cabeza, mesosoma y gáster de color castaño oscuro a castaño claro con un matiz de amarillo. Cabeza con numerosas sedas, como en *L. grandis*. Plano dorsal del escapo provisto de sedas suberectas a subdecumbentes (terminología según Wilson, 1955), con 27,0 (1,6) (rango 24-29) sedas erectas. Superficie extensora de las tibias traseras con 25,8 (1,5) (rango 23-30) sedas subdecumbentes a erectas y parte frontal de la cabeza con sedas erectas a suberectas. Pubescencia frontal en la cabeza más densa que en *L. grandis*. Mandíbulas con 8 dientes y borde masticatorio curvado desde el ápice hasta el borde basal. Clípeo con una carena medial poco definida. Escapo y cabeza proporcionalmente más largos que en *L. grandis* (Tabla I, Fig. 2). Margen dorsal del peciolo con una concavidad variable, más o menos desarrollada (Fig. 3). Mesosoma ligeramente más plano que en *L. grandis*.

La reina de *L. cinereus* no puede confundirse con las de *L. grandis* debido al menor tamaño absoluto en la primera y por la biometría diferente, que permiten una identificación sin ambigüedad (ver Tabla I). Salvo por el índice SL/HL, todas las otras medidas absolutas y relativas son estadísticamente distintas. Para una longitud (HW) determinada, el escapo y la cabeza son más largos en *L. cinereus*. Este escapo y cabeza proporcionalmente más largos también fueron detectados en la casta de los machos (Espadaler & Roig, 2001) y es consistente con los datos en Seifert (1992; Tabla 7) que indican para las obreras una cabeza proporcionalmente más larga (HL/HW $1,103 \pm 0,020$) comparada con la de *L. grandis* (HL/HW $1,066 \pm 0,025$). No hemos podido detectar que el grado de brillantez de la cutícula, la característica más aparente para diferenciar ambas especies en las obreras, fuera distinta en sus reinas. En suma, las reinas de *L. cinereus* son similares, en aspecto general, a las de *L. grandis* pero, al igual que comenta Seifert (1992) refiriéndose a las obreras, las reinas de *L. cinereus* parecen una versión reducida de las de *L. grandis*.

Nidificación y hábitats ocupados. Se detectó a *Lasius cinereus* en 19 de las 64 estaciones de muestreo (Tabla II).

Los nidos estaban situados bajo piedras de mediano tamaño y bajo troncos, en altitudes oscilando entre 343 m y 783 m. Se encontró también *Lasius grandis* cerca de *Lasius cinereus* (< 200 m; dentro del transecto) en 9 de aquellas estaciones. Aparentemente, pues, no hay exclusión espacial entre ambas especies, aunque para probar que ello es cierto cabría realizar un estudio específico, midiendo variables ecológicas como la exposición o el recubrimiento vegetal. En la región estudiada *L. cinereus* se encontró en cuatro tipos de vegetación: bosques de pino albar (*Pinus halepensis*) n=12 transectos; cauces de río temporales, secos y abiertos (n=3 transectos); matorral de romero (*Rosmarinus*), brezo (*Erica*) y jara (*Cistus*) (n=3 transectos) y en un bosque de ribera (n=1 transectos). No se encontraron en encinares ni en campos de cereal abandonados. Otras especies frecuentes acompañantes de *L. cinereus* fueron *Pheidole pallidula* (Nylander, 1849), en 17 de los 19 transectos; *Plagiolepis pygmaea* (Latreille, 1798) en 16 transectos; *Camponotus pilicornis* (Roger, 1859) en 13 transectos; *Aphaenogaster gibbosa* (Latreille, 1798) en 11 transectos y *Crematogaster scutellaris* (Olivier, 1792) en 10 transectos. Seifert (1992), por el contrario, menciona *Formica subrufa* Roger and *Lasius myops* (Forel) como especies frecuentes en el mismo hábitat que *L. cinereus*. Confirmamos también la observación de Seifert (1992) en el sentido de que *Lasius cinereus* se muestra muy agresiva frente al entomólogo.

Agradecimiento

A Aleix Herraiz por su ayuda durante el trabajo de campo y a Teresa Esquirol por la revisión del texto.

Referencias

- ESPADALER, X. & X. ROIG 2001. Ants from the Montnegre-Corredor Natural Park (NE Spain) with description of the male *Lasius cinereus* Seifert (Hymenoptera, Formicidae). *Miscel.lània Zoològica*, **23**(2): 45-53.
- ESPADALER, X., J. CASEVITZ-WEULERSSE & E. IMBERT. [En prensa]. *Lasius cinereus* Seifert, une espèce nouvelle pour la France (Hymenoptera, Formicidae), sa distribution en Espagne et France, et remarques sur sa biologie. *Revue Française d'Entomologie*.
- SEIFERT, B. 1992. A taxonomic revision of the palaearctic members of the ant subgenus *Lasius* s.str. (Hymenoptera, Formicidae). *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, **66**: 1-67.
- STATSOFT INC. (2001) STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- WILSON, E.O. 1955. A monographic revision of the ant genus *Lasius*. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, **113**: 1-201.

Tabla II. Transectos (19 de 64) con *Lasius cinereus* en trampas de caída. 20 trampas por transecto, abiertas una semana. // Transects (19 out of 64) with *Lasius cinereus* in pitfall traps. 20 traps per transect, open for one week.

	Z05	Z08	Z09	Z11	Z14	Z31	Z33	Z36	Z37	Z38	Z44	Z48	Z52	Z53	Z54	Z58	Z61	Z62	Z64
<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latr.)		+	+		+	+	+	+		+	+		+			+		+	
<i>A. senilis</i> Mayr													+						
<i>A. subterranea</i> (Latr.)	+	+	+	+					+	+				+				+	
<i>Camponotus cruentatus</i> (Latr.)			+	+									+	+	+	+	+		
<i>C. lateralis</i> (Olivier)		+	+	+	+			+	+							+	+		
<i>C. piceus</i> (Leach)		+							+				+						
<i>C. pilicornis</i> (Roger)		+	+	+	+		+	+	+				+	+	+	+	+	+	+
<i>C. sylvaticus</i> (Olivier)				+				+				+							
<i>C. truncatus</i> (Spinola)	+		+							+									
<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier)	+		+	+	+		+	+	+	+				+	+				
<i>C. sordidula</i> (Nylander)																		+	
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i> (L.)	+													+					
<i>Formica gagates</i> Latr.		+		+															
<i>F. gerardi</i> Bondroit		+	+	+			+			+			+		+	+			+
<i>F. subrufa</i> Roger			+				+						+	+	+	+			
<i>Lasius brunneus</i> (Latr.)										+									
<i>L. cinereus</i> Seifert	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. emarginatus</i> (Olivier)														+					
<i>L. grandis</i> Forel	+		+						+	+			+		+	+	+		+
<i>L. lasioides</i> (Emery)										+								+	
<i>L. mixtus</i> (Nylander)								+											
<i>L. myops</i> Forel			+		+			+								+	+		
<i>L. neglectus</i> Van Loon <i>et al.</i>																			+
<i>L. niger</i> (L.)																			+
<i>Messor barbarus</i> (L.)							+												+
<i>M. bouvieri</i> Bondroit								+											
<i>M. capitatus</i> (Latr.)											+			+					
<i>Myrmecina graminicola</i> (Latr.)					+					+									
<i>Myrmica specioides</i> Bondroit	+		+		+					+									+
<i>M. spinosior</i> Santschi	+		+	+	+					+						+	+		
<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander)		+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latr.)		+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. xene</i> Stärcke							+			+	+					+			
<i>Polyergus rufescens</i> (Latr.)																+			
<i>Solenopsis</i> sp.			+		+	+	+	+		+	+								+
<i>Tapinoma madeirense</i> Forel					+							+							
<i>T. nigerrimum</i> (Nylander)						+	+	+					+	+	+			+	+
<i>Temnothorax affinis</i> (Mayr)	+			+															
<i>T. angustulus</i> (Nylander)			+																
<i>T. gredosi</i> Espadaler & Collingwood					+														
<i>T. krausei</i> (Emery)				+													+		
<i>T. Lichtensteini</i> (Bondroit)	+			+	+		+		+	+			+		+	+			
<i>T. niger</i> (Forel)																	+		
<i>T. nylanderi</i> (Förster)	+			+															
<i>T. parvulus</i> (Schenck)	+										+								
<i>T. rabaudi</i> (Bondroit)			+	+				+		+									
<i>T. racovitzai</i> (Bondroit)			+	+		+				+					+				
<i>T. recedens</i> Nylander					+		+			+					+	+			
<i>T. unifasciatus</i> (Latr.)	+		+	+	+					+						+			
<i>Tetramorium caespitum</i> (L.)	+						+			+	+		+	+					+
<i>T. forte</i> Forel	+										+								+
<i>T. semilaeve</i> André							+						+		+			+	+
TOTAL	15	10	21	19	17	7	16	14	8	22	10	5	14	13	17	17	11	10	11

ANEXO 4

**Clave dicotómica de determinación
de las especies de Formícidos
del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac**

CLAVE DICOTÓMICA DE DETERMINACIÓN DE LAS ESPECIES DE FORMÍCIDOS DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ DEL MUNT I L'OBAC.

INTRODUCCIÓN

Es sabido que pocas publicaciones resultan obsoletas tan pronto como las claves dicotómicas, apenas están impresas que ya se ha detectado una especie nueva (Espadaler, 1990). No obstante, a continuación se adjunta una clave de obreras para facilitar la determinación de las hormigas del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac que hemos observado hasta octubre de 2009 (65 especies). Esta clave se basa en la Clave publicada por Espadaler (1990), la clave de obreras de www.hormigas.org de Espadaler & Gómez (2007) y observaciones sobre el material capturado en el Parque.

CLAVE DE SUBFAMILIAS

- 1.- Nunca presentan ojos. Color amarillo claro. Longitud inferior a 1.8 mm. Láminas frontales poco visibles. Escapo corto y grueso. Peciolo alargado. Formas hipogeas.
Una sola especie, muy difícil de encontrar.....LEPTANILLINAE
. - Ojos presentes o ausentes. Longitud superior a 1.8 mm . Láminas frontales fácilmente distinguibles. Escapo alargado y delgado.....2
- 2.- Solo presentan peciolo (fig. 2).....3
. - Presentan peciolo y postpeciolo (fig.3).....MYRMICINAE
- 3.- Muy rápidas. Peciolo grueso. Gáster con una constricción entre el primero y segundo segmentos. Ojos muy pequeños o ausentes. Hipogeas. Aspecto alargado. (fig.4).....
.....PONERINAE
. - Gáster redondeado o con forma acorazonada, sin constricción. Ojos grandes o pequeños4
- 4.- Ano terminal al gáster, con una corona de quetas, sin aguijón.(fig.5)..FORMICINAE
. - Ano en la parte inferior y posterior del gáster, en forma de ranura. No presenta corona de quetas (fig.6).....DOLICHODERINAE

CLAVE DE ESPECIES

Subfam. LEPTANILLINAE

Una sola especie, hipogea, ciega y muy difícil de encontrar: *Leptanilla reveillierii* Emery (fig.7)

Dentro del parque sólo hemos encontrado un macho alado en una trampa de caída (pitfall).

Subfam. MYRMICINAE

1.- Longitud inferior a 0.5 cm, antenas de 11 artejos, formadas por escapo y funículo con maza de dos artejos muy grandes, ojos muy pequeños (fig.9)..... Género *Solenopsis* (especies difíciles de determinar con muchas sinonimias, claves de especie por revisar)

.- Longitud superior a 0.5 cm, antenas de 12 artejos.....2

2.- Mandíbulas con forma de hoz (fig.10).....*Strongylognatus testaceus* (Schenck)

.- Mandíbulas normales, con dientes (fig.11).....3

3.- Peciolo muy alargado en proporción al postpeciolo (fig.12).....Género *Stenamamma*.4

.- Peciolo poco alargado en proporción al postpeciolo (fig.13).....5

4.- Escultura de la cabeza y del pronoto (parte anterior del tórax) en forma de red (fig.14).....*Stenamamma debile* (Förster)

.- Escultura de la cabeza y del pronoto con surcos longitudinales (fig.15).....*Stenamamma striatulum* Emery

5.- Postpeciolo unido al gáster por la parte superior. Gáster con forma de corazón(fig.16).....Género *Crematogaster*.. 6

.- Postpeciolo unido al gáster por la parte media o inferior.....8

6.- Cabeza rojiza y gaster negro. Vive sobre madera ; muy agresiva.....
.....*Crematogaster scutellaris* (Olivier).

.- Cabeza tórax y gaster de color parecido.....7

- 7.- Longitud total del cuerpo inferior a 3 mm.....*Crematogaster sordidula* (Nylander).
 .- Longitud total del cuerpo superior a 3mm.....*Crematogaster auberti* Emery.
- 8.- Tibias II y III con espolones pectinados (Fig.17). Cuerpo muy esculpido; propodeo con dos espinas..... Género *Myrmica*.....9
 .- Tibias II y III con espolones simples o ausentes al ser observados con lupa hasta 20 aumentos (pectinados si se observan a mayor aumento). (Fig.18)..... ..10
- 9.- Postpeciolo cúbico; peciolo como figura 19.....*Myrmica specioides* Bondroit
 .- Postpeciolo más alto que largo; peciolo como figura 20..*Myrmica spinosior* Santschi
- 10.- Peciolo cuadrado en visión dorsal; clípeo con tres proyecciones, dos a los lados y una menor en el centro (fig.21).....*Myrmecina graminicola* (Latreille)
 .- Peciolo y clípeo sin estas características.....11
- 11.- Parte anterior del pronoto (mirando desde el dorso) formando un ángulo en el borde.(fig.22).....Gènere *Tetramorium*.12
 .- Parte anterior del pronoto redondeada.(fig.23).....14
- 12.- Color generalmente oscuro, negro o castaño (a veces hay algun individuo de color marrón claro), peciolo y postpeciolo con escultura al dorso y marcas profundas longitudinales.(fig.24).....*Tetramorium forte* Forel.
 .- Peciolo sin escultura al dorso o muy poco marcada.....13
- 13.- Color amarillo o castaño claro. Peciolo más estrecho en la parte superior que en la inferior. (fig.25).....*Tetramorium semilaeve* André
 .- Color castaño oscuro a castaño claro. Peciolo redondeado en la parte superior (fig.26).....*Tetramorium caespitum* (Linnaeus)
- 14.- Longitud de los tres últimos artejos del funículo juntos tan larga como la mitad del funículo.....15
 .- Longitud de los tres últimos artejos del funículo juntos más corta que la mitad del funículo.....28

15.- Proceso inferior peciolar y postpeciolar en forma de espina.....	
.....	<i>Chalepoxenus kutteri</i> Cagniant
.- Proceso inferior, si lo hay, presente sólo en peciolo.....	16
16.- Sutura mesopropodeal muy marcada (fig.27).....	17
.- Sutura mesopropodeal poco marcada o ausente (fig.28)	19
17.- Pronoto con mucha pilosidad y mandíbulas largas (fig.29).....	
.....	<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander)
.- Pronoto con poca pilosidad, de menor longitud y mandíbulas cortas (fig.30).....	18
18.- Antenas más largas, ojos poco salientes.....	<i>Temnothorax recedens</i> (Nylander)
.- Antenas más cortas ; cabeza y gáster negros, tórax rojizo ojos salientes	<i>Temnothorax gredosi</i> (Espadaler & Collingwood)
19.- Color oscuro; maza antenal más oscura que los otros artejos del funículo	20
.- Color claro con la cabeza o el abdomen más oscuros que el tórax ; maza antenal del mismo color o más oscura que el resto del funículo.....	21
20.- Color oscuro ; parte superior del peciolo redondeada (fig.31). Terrícola.....	
.....	<i>Temnothorax niger</i> (Forel)
.- Color más claro ; parte superior del peciolo angulosa(fig.32). Arborícola.....	
.....	<i>Temnothorax angustulus</i> (Nylander)
21.- Maza antenal más oscura que el resto del funículo.....	22
.- Maza antenal de igual color que el resto del funículo.....	24

- 22.- Gaster amarillento con una o varias franjas transversales ; tórax amarillo.....23
 .- Cabeza y tórax oscuros de color marrón a negro ; tórax rojizo. Arborícola.....
 *Temnothorax krausseii* (Emery)
- 23.- Gáster amarillento con una franja oscura bien definida que lo cruza transversalmente, tórax amarillento.....*Temnothorax unifasciatus* (Latreille)
 .- Cabeza más oscura que tórax ; fémures oscuros ; peciolo poco saliente.....
*Temnothorax affinis* (Mayr)
- 24.- Impresión meso-propodeal de bastante a poco visible en vista lateral (Fig.33).....25
 .- Impresión meso-propodeal ausente (fig.34).....27
- 25.- Primer segmento inferior del abdomen (esternito) amarillento claro.....26
 .- Primer esternito del gáster de color oscuro; espinas más cortas y anchas en la base (fig.35); cabeza más brillante con una banda lisa en el medio.....
*Temnothorax nylanderii* (Förster)
- 26.- Espinas alargadas y delgadas; cabeza mate, más oscura que el tórax.....
*Temnothorax lichtensteini* (Bondroit)
 .- Espinas cortas ; cabeza algo brillante, amarilla igual que el tórax.....
*Temnothorax parvulus* (Schenck)
- 27.- Cabeza y tórax amarillentos; espinas ligeramente curvadas; peciolo como la figura 36. Cabeza con una banda lisa y brillante en la frente.....
*Temnothorax racovitzai* Bond
 .- Cabeza y tórax de color claro a oscuro; espinas cortas; patas oscuras; peciolo como la figura 37, arborícola.....*Temnothorax rabaudi* Bond
- 28.- Mandíbula con perfil externo semicircular, cabeza casi cuadrada en mayor (fig.38).....29
 .- Mandíbula con perfil externo elíptico, cabeza alargada (fig.39).....31

- 29.- Color negro brillante, primer segmento del gáster sin pelos ; presenta psamóforo (fig. 40).....*Messor bouvieri* Bond
 .- Color negro o marrón, primer segmento del gáster con pelos ; sin psamóforo....30.
- 30.- Color negro uniforme; propodeo anguloso (fig.41).....*Messor capitatus* Bond
 .- Color castaño ; cabeza obreras *major* rojiza ; propodeo redondeado (fig.42).....
*Messor barbarus* (Linnaeus)
- 31.- Color negro mate con pilosidad blanca.....*Aphaenogaster senilis* Mayr
 .- color castaño claro o oscuro, cutícula brillante.....32
- 32.- Artejos antenales alargados ; color castaño oscuro ; mesonoto protuberante (fig.43)
*Aphaenogaster gibbosa* (Latreille)
 .- Artejos antenales cortos ; color castaño claro ; mesonoto poco protuberante (fig.44)
*Aphaenogaster subterranea* (Latreille)

Subfam.PONERINAE

Una sola especie, con un proceso ventral en el peciolo con una pequeña fenestra circular transparente (fig.8); el escapo llega al occipucio.....*Ponera testacea* Emery

Subfam. FORMICINAE

- 1.- Antenas de 11 artejos; muy pequeñas, hasta 2.5 mm de longitud.....
*Plagiolepis pygmaea* (Latreille)
 .- Antenas de 12 artejos; más de 2.5 mm.....2
- 2.- Mandíbulas en forma de hoz (fig. 10).....*Polyergus rufescens* (Latreille)
 .- Mandíbulas normales con dientes (fig.11).....3
- 3.- Escapo insertado lejos del clípeo (fig.45).....4
 .- Escapo insertado cerca del clípeo (fig.46).....11
- 4.- En obreras mayor, la frente es plana formando un ángulo con el resto de la cabeza. Obreras minor con frente redondeada (fig.47). Arborícola.....*Camponotus truncatus* (Spinola)

.- Forma de la cabeza con frente más o menos redondeada.....	5
5.- Propodeo, en vista lateral, con superficie dorsal aplanada (fig.48).....	6
.- Propodeo, en vista lateral, con superficie dorsal redondeada (fig. 49).....	7
6.- Cabeza y tórax rojizos.....	<i>Camponotus lateralis</i> (Olivier)
.- Cabeza y tórax negros.....	<i>Camponotus piceus</i> (Leach)
7.- Gáster mate, pubescente, de rojizo en obreras mayor a casi negro en obreras minor....	
.....	<i>Camponotus cruentatus</i> (Latreille)
.- Gáster brillante con poca pubescencia.....	8
8.- Impresión meso-propodeal visible, color negro (fig.50).....	<i>Camponotus foreli</i> Emery
.- Sin impresión meso-propodeal, color negro, amarillo o rojizo (fig.51).....	9
9.- Color negro o marrón oscuro.....	<i>Camponotus aethiops</i> (Latreille)
.- Tórax amarillento o rojizo	10
10.- Base del gáster y tórax amarillento ; mejillas pilosas ; frente alargada en visión lateral	<i>Camponotus pilicornis</i> Roger
.- Base del gáster y tórax rojizo o marrón ; mejillas sin pilosidad ; frente redoneada en visión lateral.....	<i>Camponotus sylvaticus</i> (Olivier)
11.- Longitud de 2.5 a 4.8 mm ; espiráculo propodeal redondeado (fig.52) ; láminas frontales poco marcadas	12
.- Longitud superior a 4.5 mm ;espiráculo propodeal alargado (fig.53); láminas frontales marcadas.....	22
12.- Color variable, de marrón claro a negro.....	13
.- Color claro, de amarillo a marrón.....	18
13.- Escapo o tibias con pelos erectos (fig.54).....	14
.- Escapo y tibias sin pelos o pelos aplanados (fig.55).....	16

14.- Tórax rojizo ; cabeza y gáster negros ; escapo con escasos pelos inclinados.....	
.....	<i>Lasius emarginatus</i> (Olivier)
.- Torax marrón ; pelos del escapo abundantes y erectos.....	15
15.- Tórax brillante en visión lateral.....	<i>Lasius grandis</i> Forel
.- Tórax mate en visión lateral.....	<i>Lasius cinereus</i> Seifert
16.- Gáster de color más oscuro que tórax y cabeza.....	<i>Lasius brunneus</i> (Latreille)
.- Gáster del mismo color que tórax y cabeza.....	17
17.- Pelos del propodeo cortos.....	<i>Lasius lasioides</i> (Emery)
.- Pelos del propodeo largos... <i>Lasius neglectus</i> (Van Loon, Boomsma & Andrásfalvy)	
18.- Escapo y t́bias con pelos erectos (fig.56).....	<i>Lasius umbratus</i> (Nylander)
.- Escapo sin pelos erectos (fig.57).....	19
19.- Peciolo grueso en vista lateral (fig.58).....	<i>Lasius carniolicus</i> Mayr
.- Peciolo estrecho en vista lateral (fig.59).....	20
20.- Gáster con pelos cortos (fig.60).....	<i>Lasius mixtus</i> (Nylander)
.- Gáster con pelos largos (fig.61).....	21
21.- Ojos normalmente desarrollados ; polimorfismo en obrera (fig.62).....	
.....	<i>Lasius flavus</i> (Fabricio)
.- Ojos muy pequeños ; tamaño uniforme en obreras (fig.63).....	<i>Lasius myops</i> Forel
22.- Occipucio piloso ; tórax muy piloso (fig.64).....	<i>Formica subrufa</i> Roger
.- Occipucio sin pilosidad (fig.65).....	23
23.- Color uniforme negro o marrón.....	24
.- Bicoloreadas o con suturas más claras.....	25

- 24.- Color uniforme, de negro a marrón, gaster piloso.....*Formica decipiens* Bond
 .- Color negro brillante; propodeo redondeado, gaster brillante (Fig.66)
*Formica gagates* Latreille
- 25.- Tórax rojizo con manchas oscuras.....*Formica rufibarbis* Fabricio
 .- Tórax de marrón oscuro a negro; cuerpo mate.....*Formica gerardi* Bond

Subfam. DOLICHODERINAE

- 1.- Propodeo anguloso (fig. 68); cuatro manchas blancas en el gáster; cabeza y tórax con escultura en forma de orificios.....*Dolichoderus quadripunctatus* (Linnaeus)
 .- Gaster de color oscuro sin manchas claras.....2
- 2.- Clípeo con incisión anterior profunda (fig. 69).....*Tapinoma nigerrimum* (Nylander)
 .- Clípeo con incisión anterior poco profunda, semicircular (fig.70).....
*Tapinoma madeirense* (Latreille)

Nota :En los nidos de *Plagiolepis pygmaea* se pueden encontrar reinas de *Plagiolepis xene*, de color algo más claro que la primera y de tamaño parecido a las obreras de *P.pygmaea*. *P.xene* es una especie parásita que no presenta obreras, por lo que no se ha incluido en las claves.

BIBLIOGRAFIA

Espadaler,X. 1990. Clau d'identificació de les formigues (obreras) del Vallès. (Hym. :Form.). ADENC-CEEM (editors). El Medi Natural. Ann. CEEM, 2 : 117-127.

Espadaler, X. & Gómez, K. www.hormigas.org .

FIGURAS

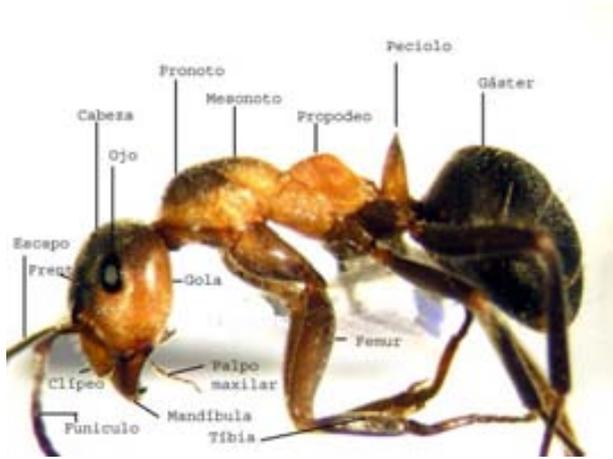


Figura 1



Figura 2



Figura 3



Figura 4



Figura 5



Figura 6



Figura 7



Figura 8



Figura 9

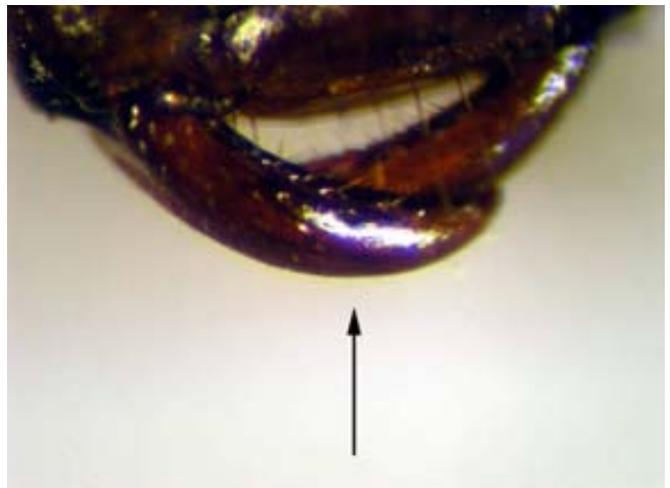


Figura 10 La imagen es de *Polyergus rufescens*. Para *Strongylognatus* fijarse sólo en forma de mandíbula sin dientes.



Figura 11



Figura 12



Figura 13



Figura 14



Figura 15



Figura 16

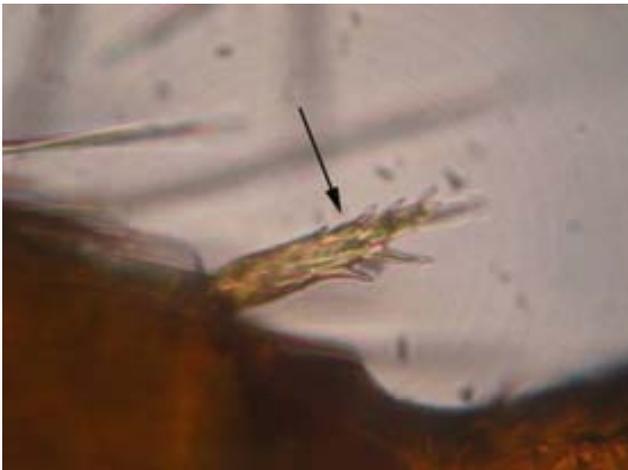


Figura 17

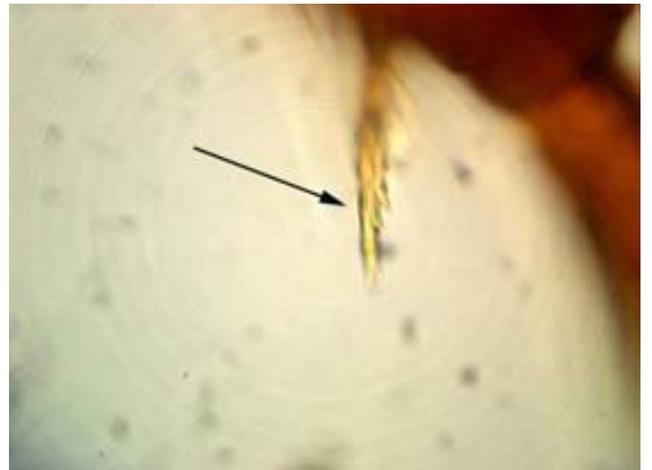


Figura 18



Figura 19

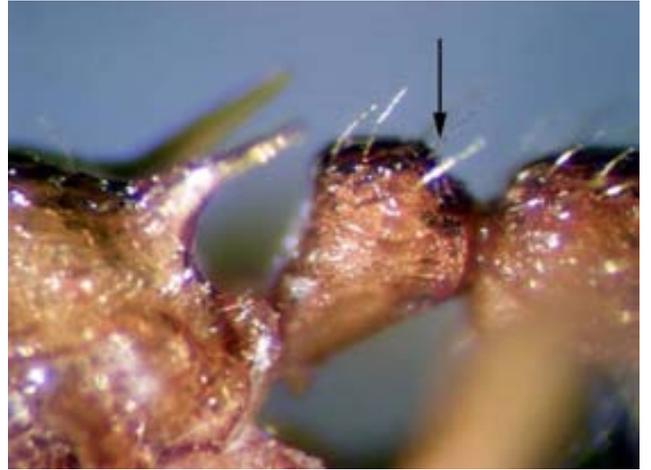


Figura 20



Figura 21



Figura 22



Figura 23



Figura 24



Figura 25



Figura 26



Figura 27



Figura 28



Figura 29



Figura 30



Figura 31



Figura 32



Figura 33



Figura 34

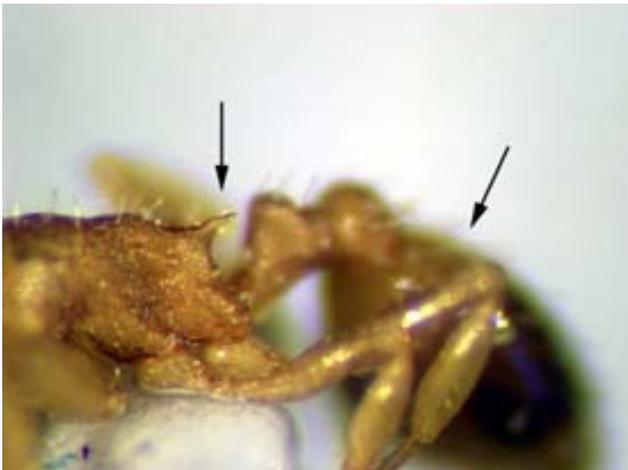


Figura 35



Figura 36



Figura 37



Figura 38



Figura 39



Figura 40



Figura 41



Figura 42



Figura 43



Figura 44



Figura 45



Figura 46



Figura 47



Figura 48



Figura 49

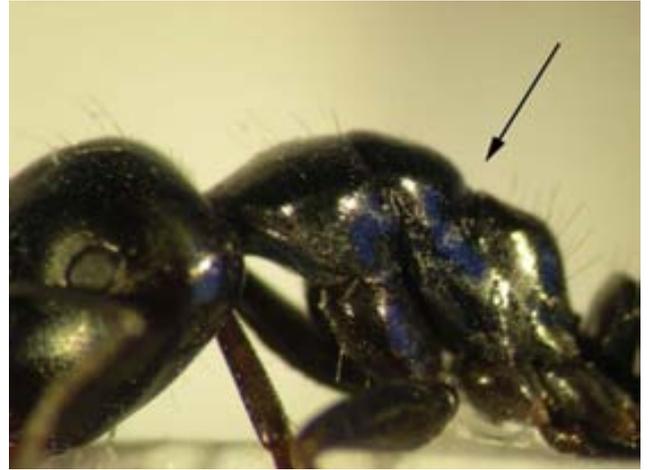


Figura 50



Figura 51

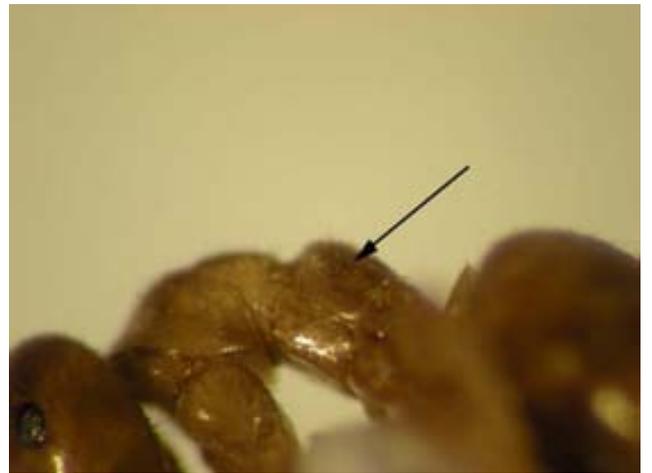


Figura 52



Figura 53



Figura 54

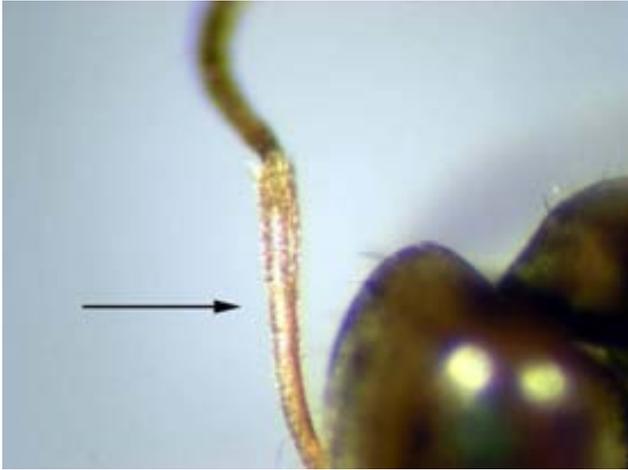


Figura 55



Figura 56

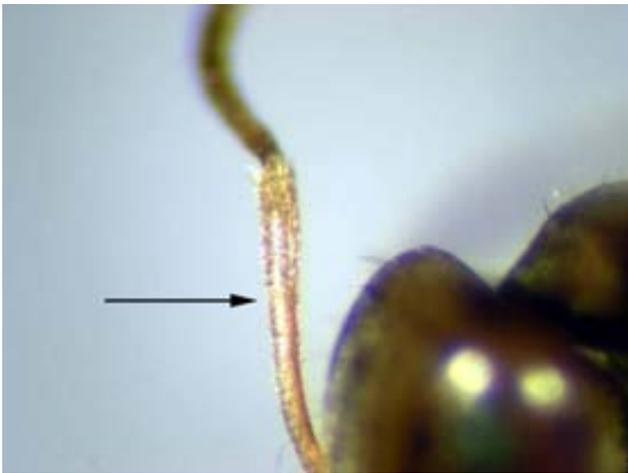


Figura 57

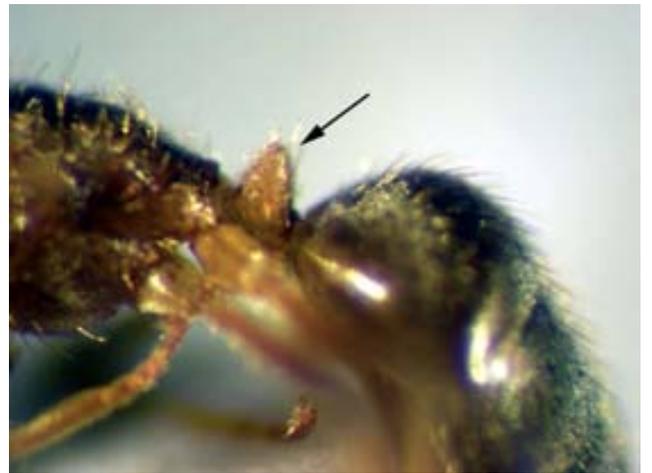


Figura 58



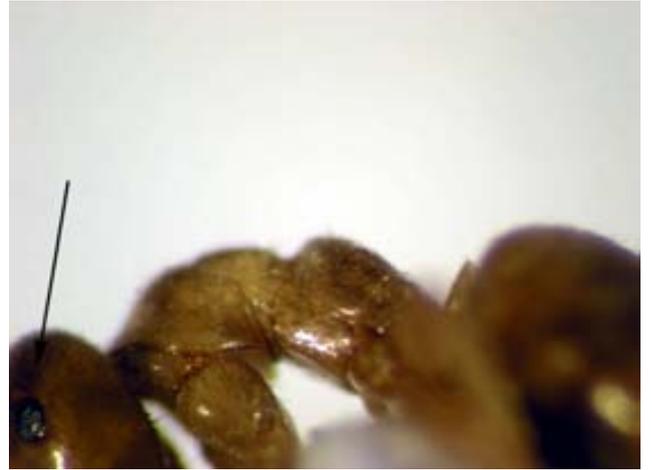
Figura 59



Figura 60



Figura 61



7

Figura 62



Figura 63



Figura 64

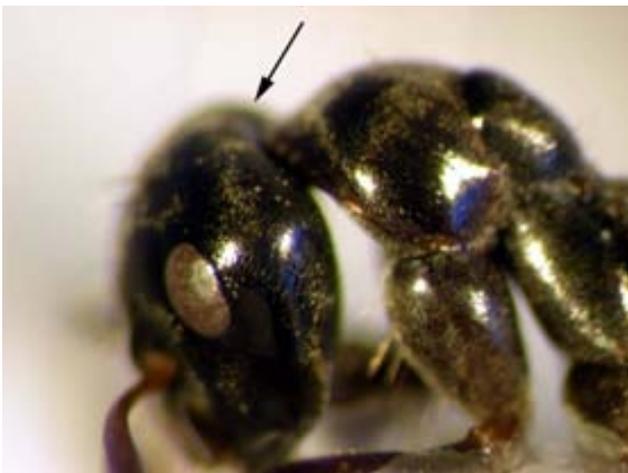


Figura 65



Figura 66



Figura 67



Figura 68



Figura 69

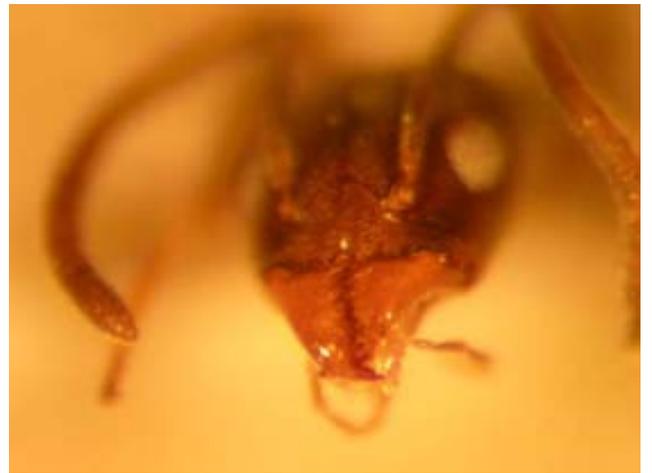


Figura 70