

Primeros datos de Formícidos (Hymenoptera, Formicidae) en parques urbanos de Madrid

PEDRO RUIZ HERAS¹, M^a DOLORES MARTÍNEZ IBÁÑEZ², FRANCISCO JOSÉ CABRERO-SAÑUDO² Y M^a ÁNGELES VÁZQUEZ MARTÍNEZ²

1. C/ Nicolás Salmerón, 43, 1.º B, 28017, Madrid. pruhe1985@hotmail.com
2. Dept. Zoología y Antropología Física, Facultad Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid. C/José Antonio Novais, 2, 28040 Madrid. lolahorm@bio.ucm.es; fjcabrero@bio.ucm.es; chingel@bio.ucm.es.

Recibido: 18-01-2011. Aceptado: 2-02-2011
ISSN: 0210-8984

RESUMEN

El incremento del urbanismo es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. En este contexto, los parques urbanos podrían tener la capacidad de jugar un importante papel como refugios de la fauna nativa. El presente trabajo es el primer estudio sobre la comunidad de hormigas en los parques urbanos de la ciudad de Madrid, España. Se muestrearon tres parques que formaban un transecto del centro hacia las afueras de la ciudad, el Retiro, el Campo del Moro y la Casa de Campo, utilizándose trampas *pitfall* como método de captura. Se identificaron 37 especies, de las cuales un 46% eran de distribución mediterránea, 27% paleárticas, 5% ibero-magrebíes, 8% ibero-norteafricanas, 11% endemismos peninsulares y sólo el 3% eran invasoras, representadas únicamente por *Linepithema humile* (Mayr, 1868).

Palabras clave: hormigas, parques urbanos, ciudad, Madrid, biodiversidad, composición, especies invasoras.

ABSTRACT

First records of ants (Hymenoptera, Formicidae) from urban parks of Madrid

The increase of urban areas is one of the main causes of biodiversity loss. In this context, urban parks may play an important role as refugia for native fauna. This paper presents the first study on ant communities inhabiting urban parks in the city of Madrid, Spain. Three parks were studied along an urban-suburban transect (Retiro, Campo del Moro and Casa de Campo), using pitfall traps. A total of 37 species were identified, of which 46% had a Mediterranean distribution, 27% Palearctic, 5% Ibero-Maghrebian, 8% Ibero-North African,

11% Iberian endemic and only 3% were invasive ants, represented by *Linepithema humile* (Mayr, 1868).

Key words: ants, urban parks, city, Madrid, biodiversity, species composition, invasive species.

INTRODUCCIÓN

El urbanismo es uno de los principales causantes de los cambios del paisaje a escala regional y representa una gran amenaza para la diversidad local y global (CLERGEAU *et al.*, 2006), tanto por reemplazamiento directo del hábitat como por la eliminación de los recursos (McFREDERICK & LeBUHN, 2006). A pesar de esto, los ambientes urbanos crean un mosaico heterogéneo de tipos de hábitat que pueden ser usados por artrópodos (McINTYRE, 2000).

Dentro de las áreas urbanas los parques son, generalmente, los únicos espacios verdes. En muchas ocasiones, aunque pueden terminar siendo hábitats muy modificados y diferentes a los originales, son fragmentos alterados de lo que fue un hábitat continuo; no obstante, ofrecen aún la posibilidad de preservar una parte importante de la biodiversidad nativa de la zona (McFREDERICK & LeBUHN, 2006; CLARKE *et al.*, 2008; McDONALD *et al.*, 2008; McKINNEY, 2008; PIN KOH & GARDNER, 2010).

El conocimiento de la biodiversidad urbana y su distribución es limitado, especialmente para organismos pequeños (SAVARD *et al.*, 2000). Cuantificar la biodiversidad es una tarea ardua, pues es virtualmente imposible estudiar todos los organismos de una zona, en un momento puntual. Una de las soluciones para valorar la diversidad biológica global es examinar aquellos grupos ecológicamente importantes, fáciles de recolectar, razonablemente diversos en la zona, fácilmente identificables y con un mínimo de información científica disponible, que actuarían como indicadores del resto de organismos (AGOSTI *et al.*, 2000). Los artrópodos son la elección lógica para estudiar los efectos de la urbanización ya que cumplen estos requisitos: a) comprenden el 90% de la fauna; b) realizan múltiples procesos ecosistémicos; y, c) al tener generaciones usualmente más cortas, responden más rápido a los cambios antropogénicos en el suelo y en la vegetación, de modo que cualquier cambio en sus ambientes puede alterar las funciones que los artrópodos juegan en los sistemas (BOLGER *et al.*, 2000; McINTYRE, 2000). La taxonomía es básica para explorar y entender esta biodiversidad, pues permite caracterizar, clasificar y nombrar los taxones (SCHLICK-STEINER *et al.*, 2010), fase previa para el estudio

de su distribución mediante la ecología urbana (GRIMM *et al.*, 2000; YAMAGUCHI, 2006).

Entre los artrópodos, las hormigas tienen numerosos atributos que las hacen útiles para la evaluación biológica y el monitoreo (ANDERSEN *et al.*, 2002; LEPONCE *et al.*, 2004), especialmente en las ciudades (VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2008). Son ecológicamente importantes en la mayoría de los ecosistemas terrestres por su número y biomasa (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; PASSERA & ARON, 2005). Son buenas indicadores de cambios ambientales y son útiles en los planes de conservación (LEPONCE *et al.*, 2004), ya que se encuentran en muchos tipos de hábitat en un gran rango latitudinal (siendo destacable la fauna de hormigas de climas templados) y son fáciles de muestrear (FOLGARAIT, 1998). Además suelen ser estacionarias de un lugar, lo que hace que su estudio y muestreo sea más fiable (AGOSTI *et al.*, 2000).

Las hormigas se incluyen dentro de la familia Formicidae del Orden Hymenoptera, y son insectos sociales que han evolucionado exitosamente desde el Cretácico (FOLGARAIT, 1998), aunque investigaciones más recientes sitúan su origen incluso desde el Jurásico (MOREAU *et al.*, 2006). Cuentan con más de 11,000 especies descritas, se encuentran relativamente bien reconocidas taxonómicamente (WATT *et al.*, 2002) y se les ha prestado mayor atención bibliográfica por su característica adaptabilidad ecológica y etológica (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990).

Su biología se encuentra bien estudiada (WATT *et al.*, 2002): en comparación con otros organismos del suelo, las hormigas son uno de los pocos grupos para los que se ha acumulado información acerca de su historia natural y, en menor medida, de los servicios ecosistémicos que proporcionan. Aunque se desconoce la dimensión real de su contribución a estos procesos (FOLGARAIT, 1998) y cómo las diferentes condiciones ambientales afectan a su distribución (WANG *et al.*, 2001), se destaca su participación en el ciclo de nutrientes, la descomposición de materia orgánica, la bioturbación, y la supresión de plagas del suelo, así como en la infiltración de agua y el enriquecimiento del suelo, la distribución de semillas, su papel como fuente de alimento para muchos animales o depredadores principales de pequeños invertebrados y en relaciones de mutualismo con plantas o animales. Sin embargo, las hormigas y sus servicios parecen ser especialmente vulnerables a los cambios ambientales generados por perturbaciones humanas, tanto espacial como temporalmente, lo que podría alterar la resiliencia del ecosistema. Muchas especies de hormigas tienen escasa tolerancia y responden rápidamente a los cambios ambientales, por lo que son usadas como taxones indicadores para evaluar los impactos de estos en la biodiversidad (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; FOLGARAIT, 1998; AGOSTI *et al.*,

2000; PASSERA & ARON, 2005; CLARKE *et al.*, 2008; SAKCHOOWONG *et al.*, 2008; SANFORD *et al.*, 2008).

Los estudios de insectos en hábitats fragmentados y modificados por humanos, se centran en procesos biogeográficos, efectos de borde o de aislamiento y la importancia de la matriz circundante (YAMAGUCHI, 2004, 2005; McFREDERICK & LeBUHN, 2006). Además, con la excepción de trabajos sobre las especies sinantrópicas que forman plagas, se ha prestado poca atención a cómo el desarrollo urbano afecta a la diversidad y a la abundancia de los artrópodos en general (McINTYRE, 2000; HELDEN & LEATHER, 2004). Para analizar el grado de influencia urbana y, en general, de cualquier factor ecológico sobre la composición de las comunidades, es de especial importancia la observación de gradientes en dichas variables y de cómo los cambios en éstas influirían sobre los organismos. Por ello, el estudio de un transecto rural-urbano, que se extienda desde zonas externas menos antropizadas de una ciudad hacia zonas interiores más urbanizadas puede ser considerado como una herramienta imprescindible para la valoración de los efectos del desarrollo urbano sobre las comunidades presentes en un área urbana.

Así pues, el objetivo principal de este estudio es iniciar el estudio de la diversidad, el origen y la distribución de las comunidades de entomofauna de los parques urbanos de la ciudad de Madrid, siguiendo un gradiente rural-urbano y utilizando como grupo de estudio las hormigas del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Caracterización de las zonas de estudio

El presente estudio se llevó a cabo a lo largo de un gradiente rural-urbano, en tres parques de la ciudad de Madrid: Parque del Retiro (Distrito Retiro), Campo del Moro (Distrito Moncloa/Aravaca) y Casa de Campo (Distrito Moncloa/Aravaca) (Fig. 1). Todos ellos forman parte de los denominados Sitios Reales y fueron ideados como lugares de esparcimiento de la realeza (ALANDI & CHUMILLAS, 2001). Su creación y posteriores remodelaciones ocurrieron entre los siglos XVI y XIX (MARTÍN, 1989), por lo que los tres parques pueden considerarse viejos y maduros (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2000).

Todos ellos son además de gran tamaño: Campo del Moro, 24.51 ha; Parque del Retiro, 120.67 ha; Casa de Campo, 1508.97 ha (ALANDI & CHUMILLAS, 2001).



Figura 1. Localización de los parques donde se realizaron los muestreos.

La línea gruesa define los límites administrativos de la ciudad de Madrid; los polígonos muestran la localización de los parques. A: Casa de Campo; B: Campo del Moro; C: Retiro. La flecha indica la dirección del gradiente urbano-rural considerado.

Figure 1. Location of the parks sampled.

The thick line defines the administrative limits of the city of Madrid; the polygons show the location of the parks. A: Casa de Campo; B: Campo del Moro; C: Retiro. The arrow indicates the direction of the urban-rural gradient considered.

Actualmente estos tres parques están dentro de la trama urbana de la ciudad de Madrid. El Parque del Retiro y el Campo del Moro han sido manejados históricamente y cuentan con áreas de césped regado, cobertura de arbustos y mezcla de bosque caduco y perenne (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2001). La Casa de Campo, al haber sido el Cazadero Real, cuenta con una vegetación más natural, formada por encinar, repoblación de pino, retamales, pastizales y algunas olmedas y fresnedas, todo ello dentro de un clima mediterráneo templado seco (MÁRQUET *et al.*, 1989). Al ser más de diez veces mayor en extensión que los otros parques, tiene la función de fuente regional de especies (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2000).

Toma de muestras

Todos los parques se subdividieron en tres estratos básicos de vegetación: cobertura arbórea, cobertura de matorral y pastizal. Una vez deli-

mitados estos estratos en cada parque, se seleccionaron al azar sobre un mapa cinco estaciones de muestreo en cada estrato, contando cada parque con 15 estaciones, donde se colocarían las trampas. Complementariamente a éstas, se realizaron 27 muestreos visuales directos, uno por cada estrato, parque y turno.

El estudio de las comunidades de hormigas de los parques de la ciudad de Madrid se realizó utilizando trampas *pitfall*. Se optó por utilizar trampas *pitfall* porque son un método de captura pasivo, fácil de utilizar, y porque además dan una buena estimación de la composición de especies (STRINGER *et al.*, 2009), independientemente del ritmo de actividad que éstas posean. Las trampas consistieron en botes cilíndricos de 6.5 cm de altura y una abertura de 4 cm de diámetro, de plástico transparente y de bordes romos. Siguiendo las directrices de AGOSTI *et al.* (2000) estos botes se enterraron en el sustrato enrasados con la superficie y se rellenaron con agua hasta la mitad de su capacidad, añadiéndoles una gota de detergente para romper la tensión superficial del agua y actuar de conservante.

Se realizaron tres turnos de muestreo durante el mes de mayo de 2010 (11/05/2010-31/05/2010), *a priori* un periodo muy propicio para estudiar la entomofauna, por su mayor actividad y productividad (BOLGER *et al.*, 2000). Se dejaron las trampas de cada turno cuatro días en los parques antes de recogerlas y sustituirlas. Entre cada turno transcurrieron de tres a cinco días de separación.

Una vez en el laboratorio, las muestras se limpiaron y se extrajeron los especímenes atrapados en las trampas, separando las hormigas, que se identificaron hasta el nivel de especie y, cuando no fue posible, hasta género. El resto de especímenes se depositó en las colecciones del Museo de Entomología de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid (UCME).

Análisis de datos

Se realizaron las curvas de acumulación de especies en cada parque para estimar qué porcentaje de la diversidad presente durante este periodo se había capturado, utilizando el programa EstimateSWin 800 (COLWELL, 2006). Se emplearon los estimadores no paramétricos de la riqueza de especies Chao2, que se basa en la frecuencia de especies raras (MORENO, 2001), y ACE, basado en la abundancia de especies (CHAO *et al.*, 2000).

Por último, se realizó un dendrograma, con el programa Statistica 7 (Statsoft, 2004), mediante un agrupamiento basado en el método de Ward

y teniendo en cuenta las distancias euclídeas, comparando la composición de especies de hormigas de los tres parques estudiados con la composición de otras tres zonas de la Comunidad de Madrid recogida por otros autores (SANTSCHI, 1932; COLLINGWOOD & YARROW, 1969; ACOSTA *et al.*, 1983; MARTÍNEZ & ESPADALER, 1986; MARTÍNEZ, 1987; MARTÍNEZ *et al.*, 1997b; HERNÁNDEZ *et al.*, 2002): a) la ciudad de Madrid, con especies encontradas tanto en zonas verdes como en viviendas; b) la Sierra de Guadarrama, zona de ecotonía entre la España eurosiberiana y la mediterránea, con dominancia del clima mediterráneo continental; y, c) Aranjuez, de clima típicamente mediterráneo. Esta comparación es interesante en cuanto a que los paisajes circundantes de una ciudad influyen en las especies que pueden ser encontradas dentro de los ecosistemas artificiales (BLAIR & LAUNER, 1997; SAVARD *et al.*, 2000).

RESULTADOS

Del total de 135 trampas que se colocaron se consiguieron recuperar 128 (94.8%), 10 de las cuales estaban alteradas de algún modo por los transeúntes y jardineros (movidas, vaciadas, enterradas, etc.). Se recolectaron un total de 2,671 hormigas pertenecientes a 4 subfamilias, 18 géneros y 37 especies (11 en el Retiro, 27 en la Casa de Campo, 18 en el Campo del Moro) (Apéndice). Aparte de hormigas se capturaron especímenes de los siguientes grupos: Gastropoda, Oligochaeta, Myriapoda, Acari, Araneae, Pseudoscorpionida, Isopoda, Collembola, Protura, Diplura, Thysanura, Blattoidea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Embioptera, Hymenoptera, Hemiptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera y Thysanoptera.

Más del 90% de los individuos capturados correspondían a siete especies: *Lasius grandis* Forel, 1909, *Messor barbarus* (Linnaeus, 1767), *Tetramorium* *cfr. caespitum* (Linnaeus, 1758), *Formica cunicularia* Latreille, 1798, *Camponotus cruentatus* (Latreille, 1802), *Plagiolepis pygmaea* (Latreille, 1798) y *Pheidole pallidula* (Nylander, 1849). La especie más abundante fue *L. grandis* con 878 individuos capturados y encontrada en el Retiro y el Campo del Moro; le sigue *M. barbarus* con 604 individuos, capturada únicamente en la Casa de Campo; *C. cruentatus*, con 179 individuos, también se halló únicamente en la Casa de Campo; las otras cuatro especies (*T. cfr. caespitum*, *F. cunicularia* con 227 obreras, *Pl. pygmaea* con 165 y *Ph. pallidula* con 140) se encontraron en los tres parques.

La composición global de la comunidad de especies en los parques de Madrid (Fig. 2) consta mayormente de elementos mediterráneos y paleárticos, Una cuarta parte del total lo conforman algunos endemismos peninsulares,

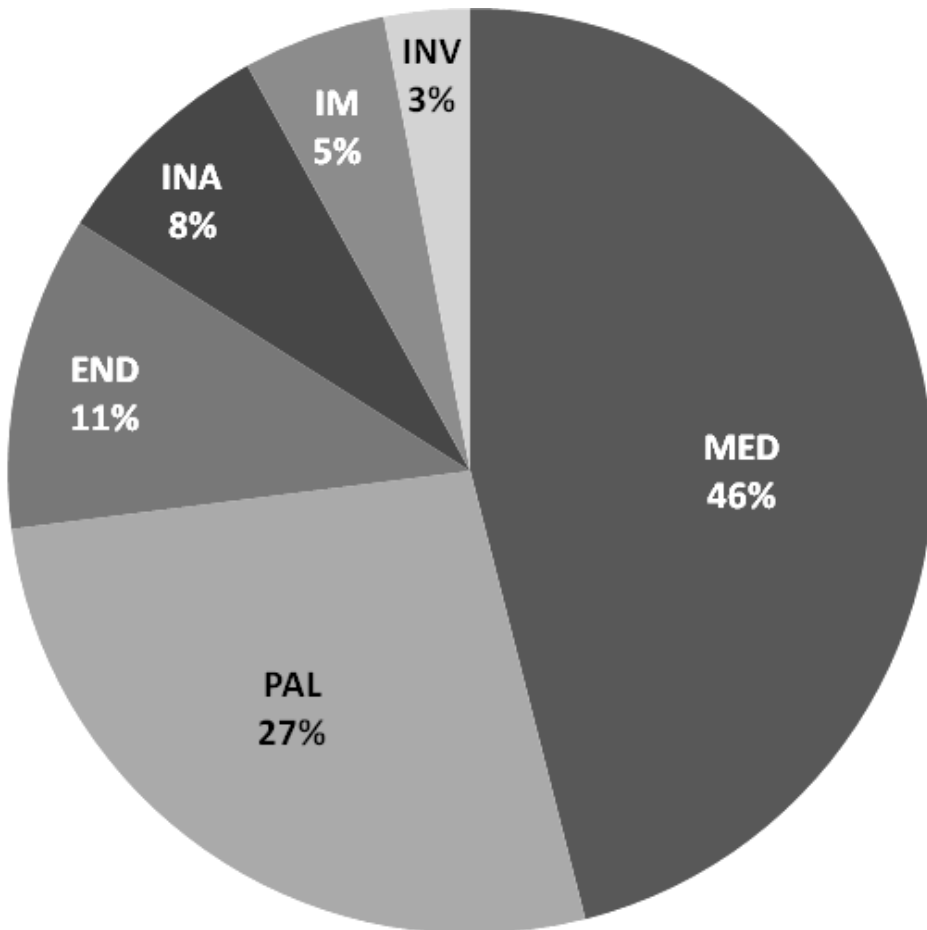


Figura 2.—Distribución biogeográfica de las especies encontradas en los parques de Madrid. END: Endémica; IM: Íbero-Magrebí; INA: Íbero-Norteafricana; INV: Invasora, exótica; MED: Mediterránea; PAL: Paleártica.

Figure 2.—Biogeographic distribution of the species found in the parks of Madrid. END: Endemic; IM: Ibero-Maghrebian; INA: Ibero-North African; INV: Invasive; MED: Mediterranean; PAL: Palaearctic.

especies íbero-magrebíes e íbero-norteafricanas y una especie invasora: *Linepithema humile* (Mayr, 1868).

Esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación de especies (Fig. 3) se construyeron a partir de dos estimadores no paramétricos de la riqueza de especies para cada parque.

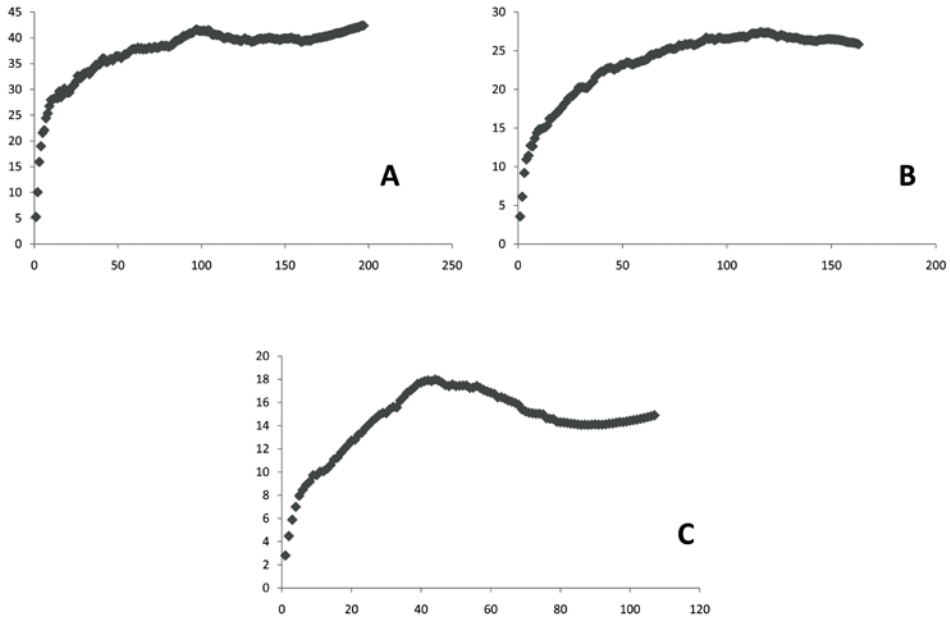


Figura 3. Curvas de riqueza acumulada de especies de hormigas, estimadas a partir de los datos de abundancias observados en los muestreos y utilizando el estimador no paramétrico ACE. A: Casa de Campo; B: Campo del Moro; C: Retiro. La riqueza observada fue: A=70.79%; B=73.53%; C=80.59%.

Figure 3. Species accumulation curves of ants, estimated from the abundance records observed in the samples using the non-parametric estimator ACE. A: Casa de Campo; B: Campo del Moro; C: Retiro. Observed richness was: A=70.79%; B=73.53%; C=80.59%.

De manera general, las curvas obtenidas a partir del Chao2 no mostraban tender hacia una asíntota; en cambio, las obtenidas mediante ACE sí parecían estabilizarse, confirmando que, gracias a las trampas colocadas en los diferentes parques, se había llegado a capturar un porcentaje considerable de las especies presentes durante ese periodo de muestreo (entre un 70,79% y un 80,59%).

Comparación de la composición de especies entre parques urbanos

En el Retiro se hallaron un total de 11 especies de hormigas, todas ellas compartidas con los otros dos parques. La comunidad de hormigas es aquí predominantemente mediterránea (seis especies), aunque también hay elementos paleárticos (cuatro especies) y endémicos (una especie). Las especies más abundantes en el Retiro fueron *L. grandis*, *F. cunicularia* y *Tetramorium* cfr. *caespitum*.

En el Campo del Moro se capturaron 18 especies, cinco de las cuales eran exclusivas de este parque. La comunidad está formada tanto por especies mediterráneas (nueve especies) como paleárticas (ocho especies), junto con algún elemento endémico (una especie). Las especies más abundantes fueron *L. grandis*, *F. cunicularia*, *T.* cfr. *caespitum* y *Myrmecina graminicola* (Latreille, 1802).

En la Casa de Campo se capturaron 27 especies de las cuales 18 no aparecieron en los otros parques. La composición de especies es, sobre todo, mediterránea (14 especies), con algunos elementos de afinidad paleártica (cuatro especies) y africanos (tres especies íbero-norteafricanas y dos especies íbero-magrebíes), tres especies endémicas y una especie invasora. Las especies más representadas en este parque fueron *C. cruentatus*, *Ph. pallidula*, *Pl. pygmaea* y *M. barbarus*.

Comparación de la composición de especies con otras áreas

El dendrograma (Fig. 4) muestra que el Retiro y el Campo del Moro son las localidades más semejantes entre sí en cuanto a la composición de especies de hormigas y forman un clado con la Casa de Campo, uniéndose así todos los parques urbanos muestreados en un mismo grupo; un segundo clado, con porcentajes de similitud mucho menores, lo forman la Ciudad de Madrid, con la localidad de Aranjuez; como localidad externa a ambos clados, se sitúa la Sierra de Guadarrama.

DISCUSIÓN

El objetivo principal de este estudio es realizar una primera evaluación de la diversidad de insectos que albergan los parques urbanos de Madrid, utilizando como grupo indicador las hormigas. Por este motivo se eligieron los parques de El Retiro, Campo del Moro y Casa de Campo, que eran suficientemente antiguos y grandes como para desestimar el efecto del

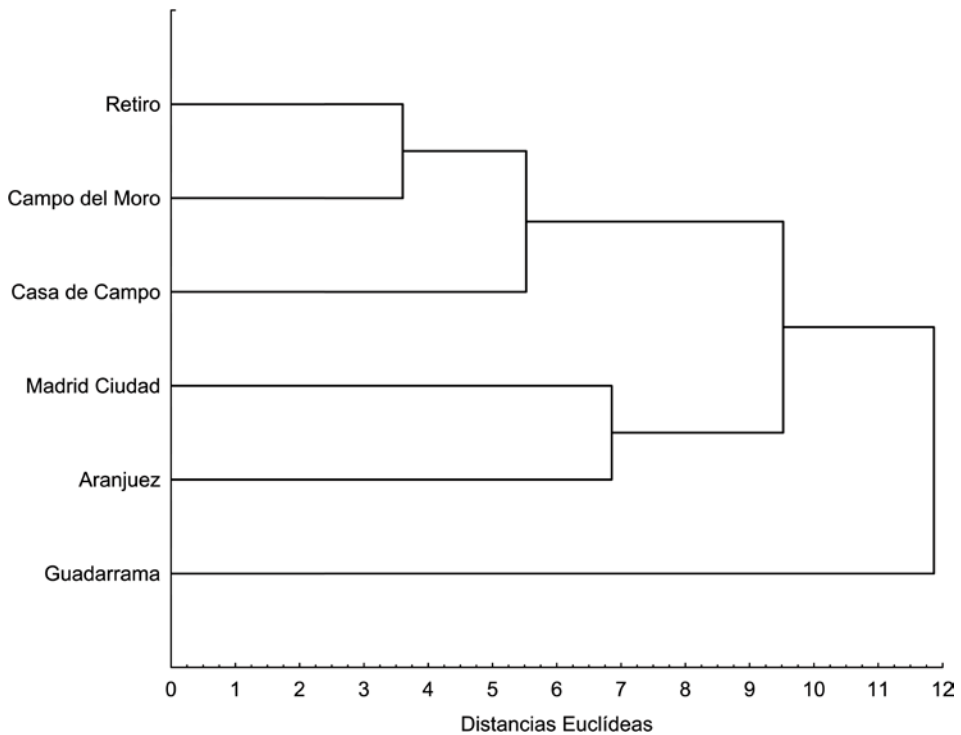


Figura 4. Dendrograma de similitud entre las comunidades de hormigas de los tres parques muestreados y las de otras tres zonas de la comunidad de Madrid. Se basa en el método de Ward y tiene en cuenta las distancias euclídeas.

Figure 4. Similarity dendrogram among the ant communities of the three sampled park and the other three areas of the Comunidad de Madrid. It is based on Ward's method and takes into account euclidean distances.

área y de la edad, pues se ha comprobado que son los parques más grandes (NIEMELÄ, 1999) y maduros los que contienen una mayor riqueza de especies (McKINNEY, 2002; HELDEN & LEATHER, 2004; YAMAGUCHI, 2004). Estudios en la Península Ibérica (DOMÍNGUEZ MELGAR *et al.*, 2009) demuestran que es en los parques más modernos donde se da una mayor abundancia de especies exóticas y mayores fluctuaciones en la riqueza de especies, mientras que en los parques más antiguos se encuentran especies no antropófilas y la riqueza de especies es más estable a lo largo del tiempo.

Sin embargo, para no excluir el posible efecto de la ciudad sobre los parques, se eligieron de tal modo que formaran un transecto desde prácticamente el centro de la ciudad hasta el borde oeste de la misma, siguiendo un gradiente urbano-rural. En primer lugar, hay que destacar la abundancia

y diversidad de especímenes encontradas, puesto que se detectaron veintidós grupos de invertebrados; este hecho concuerda con MONSERRAT & GAMARRA (1995), que encontraron en sus trabajos realizados en medios urbanos la mayoría de los órdenes de artrópodos comunes en la fauna ibérica, faltando sólo aquellos demasiado especializados para poder subsistir en las ciudades. En cuanto a las hormigas, se capturaron un total de 37 especies en los parques de Madrid (Apéndice), lo que supone un 24% del total de las especies descritas para la Comunidad de Madrid (GÓMEZ *et al.*, 2011), un resultado destacable tratándose de un estudio preliminar (FOLGARAIT, 1998; WANG *et al.*, 2001).

Aunque los datos obtenidos deben ser considerados como preliminares, las curvas de acumulación de especies (Fig. 3) muestran que se obtuvo un porcentaje significativo de las especies de hormigas presentes en las comunidades de los parques urbanos de Madrid, a pesar del período reducido de muestreo y del uso únicamente de dos métodos diferentes de captura (trampas *pitfall* y muestreos visuales directos). Por ello, el gradiente rural-urbano es capaz de plasmar algunos patrones biogeográficos relativos a la influencia de la ciudad, aunque no puedan ser, por el momento, demostrados de forma estadística. Así, se observa un aumento en la riqueza de especies mediterráneas, endémicas y con afinidad africana (íbero-norteafricanas e íbero-magrebíes) desde el centro hacia el exterior de la ciudad; de esta manera, se aprecia que aquellas áreas menos antropizadas contendrían una mayor cantidad de especies del total de la riqueza regional existente (especies mediterráneas, endémicas y con afinidades africanas, como correspondería a una localidad situada en estas latitudes), mientras que localidades más antropizadas tendrían una menor riqueza de dichas especies (SAVARD *et al.*, 2000, McKINNEY, 2006, SANFORD *et al.*, 2008). En lo que respecta a los elementos paleárticos, existe una variación en la riqueza de especies no asimilable a ningún patrón; es posible que estas especies puedan estar presentes en mayor o menor número gracias a las características ambientales peculiares de cada parque urbano (CLARKE *et al.*, 2008).

De modo general, y exceptuando los endemismos peninsulares, las especies urbanas de hormigas estudiadas concuerdan en gran parte con las que aparecen en otros trabajos realizados por investigadores europeos; sirvan de ejemplo las especies del género *Lasius* Fabricius, 1804 (PISARSKI & CZECHOWSKI, 1978; CZECHOWSKI, 1990; CZECHOWSKI *et al.*, 1990). Las especies que aparecen en los tres parques de modo simultáneo tienen, o bien un carácter antropófilo marcado, como es el caso de *Ph. pallidula*, o no, como la poligínica y polidómica *Pl. pygmaea* y la depredadora y carroñera *F. cunicularia*. Los taxones que son frecuentes en este estudio,

como *M. barbarus*, *T. caespitum*, *F. cuniculara*, *C. cruentatus*, *Pl. pygmaea* y *Ph. pallidula* también forman parte de la fauna urbana en parques andaluces (REYES LÓPEZ & CARPINTERO ORTEGA, 2006; DOMÍNGUEZ MELGAR *et al.*, 2009).

No existían citas previas de la presencia en la ciudad de Madrid de las siguientes especies de hormigas: *Aphaenogaster dulcineae* Emery, 1924, *Aphaenogaster iberica* Emery, 1908, *Camponotus pilicornis* (Roger, 1859), *Camponotus truncatus* (Spinola, 1808), *Temnothorax recedens* (Nylander, 1856), *Temnothorax rabaudi* (Bondroit, 1918), aunque sí han aparecido en otras áreas de la Comunidad de Madrid como la Sierra de Guadarrama, el Monte del Pardo o El Vellón y están ampliamente citadas en la Península Ibérica. Cabe destacar las especies *Tapinoma madeirense* Forel, 1895 y *Tapinoma pygmaeum* (Dufour, 1857), que no tenían citas publicadas ni siquiera en la Comunidad de Madrid y probablemente hayan sido introducidas en nuestro parques.

En el caso de *T. pygmaeum*, cuyos sexuales fueron descritos por ESPADALER (1978), se trata de una especie distribuida por España, Francia e Italia, con una distribución claramente mediterránea. En España se conoce de siete localidades. Cinco de ellas se encuentran en la provincia de Gerona, pero la aparente rareza y esta distribución sesgada de las localidades puede ser un artefacto debido a que haya sido confundida, en el campo, con *Pl. pygmaea*, similar, a primera vista, en aspecto (ESPADALER, 1978; ESPADALER & GARCÍA BERTHOU, 1997).

Tapinoma erraticum var. *madeirense* Forel, 1895 fue elevada a especie por Espadaler y *Tapinoma ambiguum* Emery, 1925 determinada como sinonimia junior de *T. madeirense* (WETTERER *et al.*, 2006). Está citada de buena parte de la Península, y aparecen dos citas de la Comunidad de Madrid en la web <http://www.formicidae.org>.

Por último, se detectó una única obrera de hormiga argentina, *L. humile* (Mayr, 1868), una importante especie invasora que expresa el “síndrome de la hormiga invasora” (CREMER *et al.*, 2008), en la Casa de Campo, por lo que no podemos saber si su presencia allí es accidental o está comenzando a establecerse, aunque ha sido localizada en viviendas de la ciudad de Madrid (MARTÍNEZ *et al.*, 1997a) y también recientemente en parques de Rivas Vaciamadrid (REYES, comunicación personal). Sin embargo, está más extendida en otros parques españoles con una influencia más mediterránea, ya que aparece en cuatro de los 14 parques estudiados en Andalucía (REYES & CARPINTERO ORTEGA, 2006). La introducción de especies con gran éxito adaptativo, muchas veces alóctonas, causa la homogeneización de las comunidades (HOLWAY & SUAREZ, 2006). Las especies de hormigas introducidas normalmente se establecen en hábitats humanizados, desde

los que pueden expandirse a hábitats naturales y seminaturales adyacentes (IWATA *et al.*, 2005). Los parques y jardines urbanos, con un microclima caracterizado por un aporte regular de agua y abundante vegetación, muchas veces de origen exótico, son lugares idóneos para este tipo de especies importadas, especialmente en las localidades costeras más meridionales de España (REYES & ESPADALER, 2005).

Las hormigas que persisten en los hábitats urbanos tienen, además, hábitos de alimentación y anidamiento generalistas, oportunistas y muy flexibles, lo que les permite asociarse a los humanos íntimamente, como es el caso de *T. caespitum* y *Ph. pallidula*. Este ágil comportamiento permite a las colonias responder a perturbaciones físicas o químicas, explotar lugares favorables y ser competitivamente dominantes (SILVERMAN, 2005, UNO *et al.*, 2010).

En el caso del dendrograma (Fig. 4), aunque no deja de ser provisional, lo esperable hubiera sido que la ciudad de Madrid mostrara más parecido con el Retiro y el Campo del Moro, ya que es la matriz de ambos parques y puede haber trasiego de especies (MARTÍNEZ *et al.*, 1997b). La Casa de Campo se esperaría, por el mismo criterio bioclimático, que apareciera en un lugar intermedio entre el grupo Retiro-Campo del Moro-Ciudad de Madrid y Aranjuez, manteniéndose la Sierra de Guadarrama como el área más diferente en composición de especies.

Según WATT *et al.* (2002) las estimas de la diversidad de artrópodos y la biodiversidad, en general, no deben estar basadas en extrapolaciones derivadas de la Teoría de Islas (considerando, por ejemplo, a los parques urbanos como tales), sino en medidas directas de la riqueza y composición de especies. Un estudio más pormenorizado, invirtiendo más tiempo y combinando diferentes técnicas de muestreo, incluyendo otros hábitats urbanos alternativos a parques o realizando un muestreo durante un período de tiempo amplio, que capture la variación estacional o incluso anual de las especies presentes en las comunidades urbanas, permitiría conocer con un mayor detalle la biodiversidad real de los parques urbanos de Madrid (HERNÁNDEZ *et al.*, 2009) y sus similitudes respecto a otras áreas de la Comunidad Autónoma y del resto de la Península.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su más sincero agradecimiento a los responsables de Patrimonio Nacional y de la Comunidad de Madrid por la expedición de los permisos necesarios para llevar a cabo este estudio, y a los profesores Joaquín Reyes y Soledad Carpintero por sus útiles comenta-

rios y la facilitación de datos. Este trabajo también ha sido posible gracias a los proyectos CGL2010-16944 (Ministerio de Ciencia e Innovación) y GR35/10-a (Universidad Complutense de Madrid-Banco Santander Central Hispano).

BIBLIOGRAFÍA

- ACOSTA, F.J., M.D. MARTÍNEZ & M. MORALES, 1983. Contribución al conocimiento de la mirmecofauna del encinar peninsular. I. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 6 (2): 379-391.
- AGOSTI, D., J.D. MAJER, L.E. ALONSO, & T.R. SCHULTZ, 2000. *Ants. Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington and London. 280 pp.
- ALANDI, E.M.D. & I.R. CHUMILLAS, 2001. Las secuelas de la ciudad negocio: Los parques urbanos de Madrid. Dentro del Proyecto “Parques urbanos de la comunidad de Madrid”. Universidad Autónoma de Madrid. 193-203.
- ANDERSEN, A.N., B.D. HOFFMANN, W.J. MÜLLER & A.D. GRIFFITHS, 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39: 8–17.
- BLAIR, R.B. & A.E. LAUNER, 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80: 113-125.
- BOLGER, D.T., A.V. SUAREZ, K.R. CROOCK, S.A. MORRISON & T.J. CASE, 2000. Arthropods in Urban Habitat Fragments in Southern California: Area, Age, and Edge Effects. *Ecological Applications*, 10 (4):1230-1248.
- CHAO, A., W.H. HWANG, Y.C. CHEN & C.Y. KUO, 2000. Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica*, 10: 227-246.
- CLARKE, K.M., B.L. FISHER & G. LEBUHN, 2008. The influence of urban park characteristics on ant (Hymenoptera, Formicidae) communities. *Urban Ecosystems*, 11: 317-334.
- CLERGEAU, P., S. CROCI, J. JOKIMÄKI, M.L. KAISANLAHTI-JOKIMÄKI & M. DINETTI, 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127: 336–344.
- COLLINGWOOD, C.A. & I.H.H. YARROW, 1969. A survey of Iberian Formicidae. *EOS* (Revista española de entomología), 44: 53-101.
- COLWELL, R.K., 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. User’s Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CREMER, S., L.V. UGELVIG, F.P. DRIJFHOUT, B.C. SCHLICK-STEINER & F.M. STEINER, 2008. The Evolution of Invasiveness in Garden Ants. *PLoS ONE*, 3(12): 1-9.
- CZECHOWSKI, W., 1990. Mrówki (Hymenoptera, Formicidae) trawników Warszawy (informacja wstępna). *Wiadomości Entomologiczne Poznań*, 9: 27-33.
- CZECHOWSKI, W., W. CZECHOWSKA & J. PALMOWSKA, 1990. Arboreal myrmecofauna of Warsaw Parks. *Fragmenta Faunistica* (Warszawa), 34: 37-45.
- DOMÍNGUEZ MELGAR, I., S. CARPINTERO ORTEGA, J. REYES LÓPEZ, & C. ORDÓÑEZ URBANO, 2009. Aspectos ecológicos de la mirmecofauna de las zonas verdes urbanas (Córdoba). *XXVI Jornadas de la Asociación Española de Entomología*, Granada. Libro de resúmenes. p 69.

- ESPADALER, X., 1978. Descripción de los sexados de *Tapinoma pygmaeum* (Dufour, 1857) (Hymenoptera, Formicidae). *Vie et Milieu Série C Biologie Terrestre*, 27: 119-128.
- ESPADALER, X. & E. GARCÍA-BERTHOU, 1997. *Tapinoma pygmaeum* (Dufour, 1857) (Hymenoptera, Formicidae), not a rare species, *Orsis*, 12: 89-92.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E., 2000. Bird community composition patterns in urban Parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecological Research*, 15: 373-383.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E., 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1303-1316.
- FOLGARAIT, P.J., 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1221-1244.
- GÓMEZ, K., BARRERA, A. & X. ESPADALER (eds.) <http://www.formicidae.org/>. Última visita 20-11-2010.
- GRIMM, N.B., J.M. GROVE, S.T.A. PICKETT & C.L. REDMAN, 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience*, 50(7): 571-584.
- HELDEN, A.J. & S.R. LEATHER, 2004. Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology*, 5: 367-377.
- HERNÁNDEZ, J.M., M.D. MARTÍNEZ & E. RUIZ, 2002. Descripción del órgano estridulador en *Messor barbarus* (Linneo, 1767) (Hymenoptera, Formicidae). *Anales de Biología*, 24: 167-174.
- HERNÁNDEZ, J.M., P. GAMARRA & R. OUTERELO, 2009. Componentes de la diversidad específica de coleópteros en las viviendas de la zona centro de España (Insecta, Coleoptera). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 33: 101-121.
- HÖLLDOBLER, B. & E.O. WILSON, 1990. *The Ants*. The Belknap Press of Harvard, Cambridge, Massachusetts. 732 pp.
- HOLWAY, D.A. & A.V. SUAREZ, 2006. Homogenization of ant communities in Mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation*, 127: 319-326.
- IWATA, K., K. EGUCHI & S. YAMANE, 2005. A Case Study on Urban Ant Fauna of Southern Kyusyu, Japan, with Notes on a New Monitoring Protocol (Insecta, Hymenoptera, Formicidae). *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 8(3): 263-272.
- LEPONCE, M., L. THEUNIS, J.H.C. DELABIE & Y. ROISIN, 2004. Scale dependence of diversity measures in a leaf-litter ant assemblage. *Ecography*, 27: 253-267.
- MÁRQUET, G.G., C.H. ALVAREZ, M.A. REMACHA & V.B. BERMEJO, 1989. Estudio de la brioflora de la Casa de Campo (Madrid, España). *Botanica Complutensis*, 15: 85-59.
- MARTÍN, V.T., 1989. Proyectos para la remodelación del Sitio Real de la Casa de Campo y del Buen Retiro. *Anales de la Historia del Arte*, 1: 245-263.
- MARTÍNEZ, M.D., 1987. Las hormigas (Hym. Formicidae) de la Sierra de Guadarrama. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 11: 385-394.
- MARTÍNEZ, M.D., C. ORNOSA & P. GAMARRA, 1997a. *Linepithema humile* (Mayr, 1868) (Hymenoptera: Formicidae) en las viviendas de Madrid. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 21: 275-276.
- MARTÍNEZ, M.D., C. ORNOSA & P. GAMARRA, 1997b. Urban fauna. Hymenoptera in Madrid Households, with special reference to ants. *Entomofauna*, 18(26): 417-428.
- MARTÍNEZ IBÁÑEZ, M.D. & X. Espadaler, 1986. Revisión de las hormigas ibéricas de la colección M. Medina y nuevos datos de distribución. *Actas de las VIII Jornadas de la Asociación Española de Entomología*, 1022-1034.
- McDONALD, R.I., P. KAIREVA & R.T.T. FORMAN, 2008. The implications of current and *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 35 (1-2): 87-106, 2011

- future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141: 1695-1703.
- McFREDERICK, Q.S. & G. LEBUHN, 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation*, 129: 372-382.
- McINTYRE, N.E., 2000. Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of Entomological Society of America*, 93(4): 825-835.
- McKINNEY, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52(10): 883-890.
- McKINNEY, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247-260.
- McKINNEY, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11: 161-176.
- MONSERRAT, V.J. & P. GAMARRA, 1995. La fauna entomológica de las viviendas de Madrid. I. Método y resultados generales. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 19: 81-92.
- MOREAU, C.S., C.D. BELL, R. VILA, S.B. ARCHIBALD & N.E. PIERCE, 2006. Phylogeny of the Ants: Diversification in the Age of Angiosperms. *Science*, 312: 101-104.
- MORENO, C.E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis *Sociedad Entomológica Aragonesa*, Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- NIEMELÄ, J., 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131.
- PASSERA, L. & S. ARON, 2005. Les fourmis: comportement, organisation sociale et évolution. *Les Presses scientifiques du CNRC*. Ottawa. 480 pp.
- PIN KOH, L. & T.A. GARDNER, 2010. *Conservation in human-modified landscapes*. In SODHI, N.J. & P.R. EHRLICH (Eds.): *Conservation biology for all*: 236-261. Oxford University Press, Oxford.
- PISARSKI, B. & W. CZECHOWSKI, 1978. Influence de la pression urbaine sur la myrmecofaune. *Memorabilia Zoologica*, 29: 109-128
- REYES, J. & X. ESPADALER, 2005. Tres nuevas especies foráneas de hormigas para la Península Ibérica (Hym. Formicidae). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 36: 263-265.
- REYES LÓPEZ, J. & CARPINTERO-ORTEGA, S., 2006. ¿Puede el medio urbano y suburbano potenciar la biodiversidad?. *XII Congreso Ibérico de Entomología*. Alicante. Libro de resúmenes, p.216.
- SAKCHOOWONG, W., W. JAITRONG, K. OGATA, S. NOMURA & J. CHANPAISAENG, 2008. Diversity of Soil-Litter Insects: Comparison of the Pselaphine Beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Pselaphinae) and the Ground Ants (Hymenoptera: Formicidae). *Thai Journal of Agricultural Science*, 41(1-2): 11-18.
- SANFORD, M.P., P.N. MANLEY & D.D. MURPHY, 2008. Effects of Urban Development on Ant Communities: Implications for Ecosystem Services and Management. *Conservation Biology*, 23(1): 131-141.
- SANTSCHI, F., 1932. Liste de fourmis d'Espagne recueilliés par Mr. J. M. Dusmet. *Boletín de la Sociedad Entomológica de España*, 15: 69-74.
- SAVARD, J.P.L., P. CLERGEAU & G. MENNECHEZ, 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48: 131-142.
- SCHLICK-STEINER, B.C., F.M. STEINER, B. SEIFERT, C. STAUFFER, E. CHRISTIAN & R.H. CROZIER, 2010. Integrative Taxonomy: A Multisource Approach to Exploring Biodiversity. *Annual Review of Entomology*, 55: 421-438.

- SILVERMAN, J. *Why do certain ants thrive in the urban environment?* Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Pests. Chow-Yang Lee & William H. Robinson (editors), 2005.
- STATSOFT, INC., 2004. Statistica (data analysis software system), version 7.0. <http://www.statsoft.com>. Tulsa, OK.
- STRINGER, L.D., A.E.A. STEPHENS, D.M. SUCKLING & J.G. CHARLES, 2009. Ant dominance in urban areas. *Urban Ecosystems*, 12: 503-514.
- UNO, S., J. COTTON & S.M. PHILPOTT, 2010. Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13:425-441.
- VEPSÄLÄINEN, K., H. IKONEN & M.J. KOIVULA, 2008. The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 45: 109-127.
- WANG, C., J.S. STRAZANAC & L. BUTLER, 2001. Association Between Ants (Hymenoptera: Formicidae) and Habitat Characteristics in Oak-Dominated Mixed Forests. *Environmental Entomology*, 30(5): 842-848.
- WATT, A.D., N.E. STORK & B. BOLTON, 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology*, 39: 18-30.
- WETTERER, J.K., X. ESPADALER, A.L. WETTERER, D. AGUIN-POMBO & A.M. FRANQUINHO-AGUIAR, 2006. Long term impact of exotic ants on the native ants of Madeira. *Ecological Entomology*, 31: 358-368.
- YAMAGUCHI, T., 2004. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan I. Analysis of ant species richness. *Ecological Research*, 19: 209-216.
- YAMAGUCHI, T., 2005. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan II. Analysis of species. *Entomological Science*, 8: 17-25.
- YAMAGUCHI, T., 2006. Population recovery and spatial dynamics of colony recruitment in a harvester ant: a case study in a park. *Entomological Science*, 9: 247-254.

Apéndice. Especies de hormigas encontradas en cada parque estudiado.

| Especie | Subfamilia | Distribución | Retiro | Cam- po del Moro | Casa de Campo |
|--|----------------|--------------|--------|------------------------|---------------------|
| <i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868) | Dolichoderinae | INV | — | — | X |
| <i>Tapinoma madeirense</i> Forel, 1895 | Dolichoderinae | MED | — | X | X |
| <i>T. nigerrimum</i> (Nylander, 1856) | Dolichoderinae | MED | — | — | X |
| <i>T. pygmaeum</i> (Dufour, 1857) | Dolichoderinae | MED | — | — | X |
| | | | | | |
| <i>Camponotus aethiops</i> (Latreille, 1798) | Formicinae | PAL | — | — | X |
| <i>C. cruentatus</i> (Latreille, 1802) | Formicinae | INA | — | — | X |
| <i>C. foreli</i> Emery, 1881 | Formicinae | INA | — | — | X |
| <i>C. pilicornis</i> (Roger, 1859) | Formicinae | END | X | — | X |
| <i>C. truncatus</i> (Spinola, 1808) | Formicinae | MED | — | — | X |
| <i>Cataglyphis iberica</i> (Emery, 1906) | Formicinae | END | — | — | X |
| <i>Formica cunicularia</i> Latreille, 1798 | Formicinae | PAL | X | X | X |
| <i>Lasius brunneus</i> (Latreille, 1798) | Formicinae | PAL | — | — | X |
| <i>L. flavus</i> (Fabricius, 1782) | Formicinae | PAL | — | X | — |
| <i>L. grandis</i> Forel, 1909 | Formicinae | PAL | X | X | — |
| <i>L. myops</i> (Forel, 1894) | Formicinae | PAL | — | X | — |
| <i>L. niger</i> (Linnaeus, 1758) | Formicinae | PAL | X | X | — |
| <i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798) | Formicinae | MED | X | X | X |
| | | | | | |
| <i>Aphaenogaster dulcinea</i> Emery, 1924 | Myrmicinae | END | — | — | X |
| <i>A. iberica</i> Emery, 1908 | Myrmicinae | END | — | X | — |
| <i>A. senilis</i> Mayr, 1853 | Myrmicinae | IM | — | — | X |
| <i>Crematogaster auberti</i> Emery, 1869 | Myrmicinae | INA | — | — | X |
| <i>C. scutellaris</i> (Olivier, 1792) | Myrmicinae | MED | X | X | X |

| Espece | Subfamilia | Distribución | Retiro | Cam- po del Moro | Casa de Campo |
|---|------------|--------------|--------|------------------------|---------------------|
| <i>Gonionmma hispanicum</i> André, 1883 | Myrmicinae | MED | — | — | X |
| <i>Messor barbarus</i> (Linnaeus, 1767) | Myrmicinae | MED | — | — | X |
| <i>M. bouvieri</i> Bondroit, 1918 | Myrmicinae | IM | — | — | X |
| <i>M. structor</i> (Latreille, 1798) | Myrmicinae | MED | X | X | — |
| <i>Myrmecina graminicola</i> (Latreille, 1802) | Myrmicinae | PAL | — | X | — |
| <i>Myrmica scabrinodis</i> Nylander, 1846 | Myrmicinae | PAL | — | X | — |
| <i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849) | Myrmicinae | MED | X | X | X |
| <i>Solenopsis</i> sp. | Myrmicinae | MED | X | X | — |
| <i>Temnothorax angustulus</i> (Nylander, 1856) | Myrmicinae | MED | — | — | X |
| <i>T. rabaudi</i> (Bondroit, 1918) | Myrmicinae | MED | — | — | X |
| <i>T. racovitzai</i> (Bondroit, 1918) | Myrmicinae | MED | X | X | X |
| <i>T. recedens</i> (Nylander, 1956) | Myrmicinae | MED | — | — | X |
| <i>Tetramorium</i> <i>cf.</i> <i>caespitum</i> (Linnaeus, 1758) | Myrmicinae | PAL | X | X | X |
| <i>T. semilaeve</i> André, 1883 | Myrmicinae | MED | — | X | X |
| | | | | | |
| <i>Hypoponera eduardi</i> (Forel, 1894) | Ponerinae | MED | — | X | — |

END: Endémica; IM: Íbero-Magrebí; INA: Íbero-Norteafricana; INV: Invasora, exótica; MED: Mediterránea; P: Paleártica. En cada parque, la presencia de cada especie se representa con X.

END: Endemic; IM: Ibero-Maghrebian; INA: Ibero-North African; INV: Invasive; MED: Mediterranean; P: Palearctic. For each park, the presence of each species is represented with an X.