UTILIZACIÓN DE COLEÓPTEROS COMO INDICADORES ECOLÓGICOS EN GRADIENTES URBANOS DE GIJÓN Y LEÓN (NO Península Ibérica)

(COLEOPTERA: Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae y Staphylinidae)

Tesis Doctoral

Víctor Ángel Suárez Álvarez

universidad de león

Departamento de Biodiversidad y Gestión ambiental

León, noviembre de 2015

UTILIZACIÓN DE COLEÓPTEROS COMO INDICADORES ECOLÓGICOS EN GRADIENTES URBANOS DE GIJÓN Y LEÓN (NO Península Ibérica)

(COLEOPTERA: Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae y Staphylinidae)

Memoria de Tesis Doctoral presentada por el licenciado

Víctor Ángel Suárez Álvarez

para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad de León

Directores

Dr. Juan Antonio Régil Cueto, Universidad de León

Dr. José María Salgado Costas, Universidad de Vigo

Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental

Universidad de León

León, noviembre de 2015

Dedicada a mi familia

"¿Es la ciudad un hábitat natural como la concha de un caracol o es un deliberado artificio del hombre...?"

(Lewis Mumford)

Agradecimientos

Una investigación científica como esta puede parecer que es obra de unas pocas mentes, sobre todo de la de un licenciado inexperto intentando acceder al grado de doctor. Pero cualquier trabajo humano es el resultado de la contribución de mucha gente, sin la cual, no es posible acometerlo con garantías.

Para llevar a buen puerto una tesis doctoral, hace falta tener un director de tesis, que te introduzca en el mundo de la investigación, que crea en tus posibilidades, que sea paciente y además generoso a la hora de compartir sus conocimientos. Bueno, pues no tuve uno, sino dos, su paciencia conmigo ha sido infinita y su apoyo al final una de las cosas más bonitas de este largo proceso. Los doctores Salgado Costas y Régil Cueto han sido estas dos personas indispensables.

Para realizar un trabajo como este hace falta tener una familia detrás que apoya, que ayuda, que anima y que es el refugio seguro donde reponerse cuando las fuerzas fallan. Mi madre no está ya con nosotros para ver el final de esta obra y el recuerdo especial es para ella. Y los que quedan y siguen son igual de importantes: mi padre, mi hermana, unos tíos que siempre han hecho de segundos padres, Luisa y dos nuevas personitas que no estaban aquí cuando empecé mi doctorado, Zoe e Iyán, que han llegado a pensar que la tesis ya era un miembro más de la familia estos últimos meses.

También hacen falta algunas personas que se vuelven importantes para el trabajo sin quererlo: Ángel y Restituto, que tampoco están ya entre nosotros, nos abrieron sus fincas para llenárselas de botes y recolectar valiosos ejemplares en Fontaciera y Santovenia de la Valdoncina. Junto a ellos jardineros y jefes de jardines de Gijón y León pusieron de su parte facilitando el trabajo. También añado aquí al doctor Raimundo Outerelo, de la Universidad Complutense, que me acogió por dos veces en su laboratorio para que pudiera sacar adelante la determinación de los estafilínidos. Y casi al final, la ayuda de Susi, que dedico una parte de su escaso tiempo a corregir la ortografía y la gramática.

Para hacer un buen trabajo tambien hacen falta muchos amigos con los que compartir buenos momentos de descanso o de discusiones, en los bares y en la Universidad. En especial Bernardo y Laura, pero también mis excompañeros de piso: Emilio, Jamín, Víctor, Guipu, César; los compañeros de despacho: además de César, Paco, Raúl, Elena, que tampoco está entre nosotros, Fran; la gente de Fisio Vegetal, la gente de Zoología, sus profesores y laborantes, siempre tan atentos. Y mención aparte a la doctora Marcos, que también nos ha dejado y era una de las mejores personas que he conocido en este mundo. Y muchos que seguro que olvido porque fueron muchos años y hace ya muchos años.

Y para finalizar, siendo este uno de los apartados de una tesis que más suele ojearse, aunque sea por sana curiosidad, o sobre todo por eso, aprovecharé este espacio para agradecer a cualquier lector anónimo su interés por esta humilde contribución al conocimiento de la fauna urbana, deseando que le sea de utilidad.

Gracias a todos por llevarme a buen puerto.

RESUMEN

Tanto el uso de coleópteros como indicadores ecológicos, como su estudio en gradientes urbanos, está respaldado por numerosos trabajos e investigaciones previas. Se presenta una investigación que estudia la utilidad como indicadores ecológicos de ciertas familias de coleópteros en gradientes urbanos.

En este trabajo se muestrearon dos gradientes de urbanización en las ciudades de Gijón y León (NO Península Ibérica), con el fin de utilizar coleópteros de las familias Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae y Staphylinidae como indicadores ecológicos de presión urbana. Además se comprobaron las hipótesis de la perturbación intermedia, de la perturbación creciente, de los especialistas del hábitat y de las especies oportunistas, a fin de ver si se cumplian con nuestros datos.

Los muestreos fueron realizados mediante trampas de caída (pitfall traps) dispuestas en cada una de las ciudades en un parque urbano aislado, un parque urbano cercano a un río que actuaba como corredor ecológico, un parque urbano en el borde de la ciudad, un polígono industrial periurbano y un área rural no urbana. Se realizaron 18 campañas de muestreo distribuidas en dos años.

Los datos fueron analizados empleando diferentes métodos. Se estudió la abundancia, la diversidad y se determinaron especies características de cada área de muestreo. Se utilizaron diferentes técnicas de análisis: índices de riqueza y diversidad alfa y beta, modelos lineales generales, análisis de correlación y el empleo del indice IndVal para identificar especies características dentro del gradiente urbano-rural.

Los resultados nos indican que en ambas ciudades se observan patrones similares en la composición de las comunidades de coleópteros, en los gradientes de diversidad y en la ordenación de las diferentes áreas de muestreo.

Los resultados obtenidos no apoyan la hipótesis de la perturbación intermedia, ya que los mayores valores de diversidad no se dan en las áreas de muestreo intermedias dentro del gradiente. El incremento de la riqueza de especies a medida que se reduce el grado de urbanización, apoya la hipótesis de la perturbación creciente. Los datos analizados respecto a las preferencias de hábitat de carábidos y estafilínidos y de los niveles de especialización trófica, estimamos que también se cumplen las hipótesis de los especialistas del hábitat y de las especies oportunistas.

Se concluye que la abundancia, la diversidad, la estructura de las comundades y la presencia y dominancia de determinadas especies características, son parámetros indicadores de presión ambiental en los ambientes urbanos.

USE OF COLEOPTERA AS ECOLOGICAL INDICATORS IN URBAN GRADIENTS IN GIJÓN AND LEÓN (NO Iberian Peninsula)

(COLEOPTERA: Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae and Staphylinidae).

ABSTRACT

Both, the use of beetles as ecological indicators and their study in urban-rural gradients, is supported by a big amount of studies and previous research. In the present study the usefulness as ecological indicators of certain families of beetles in urban gradient is evaluated.

Two urban-rural gradients were sampled in the cities of Gijon and Leon (NW Iberian Peninsula) in order to use five beetles families (Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae and Staphylinidae) as ecological indicators of urban pressure. Furthermore, the intermediate disturbance hypothesis, the increased disturbance hypothesis, the habitat specialists hypothesis and the opportunistic species hypothesis, were tested.

Pitfall traps were used to sample in a gradient comprising an isolated city park, a urban park near a river acting as an ecological corridor, a city park on the edge of the city, a suburban industrial area and a rural area. 18 sampling campaigns were carried out in two years. Data were analyzed using different methods. Richness and alpha and beta diversity indices, general linear models, correlation analysis and the use of the IndVal index were carried out to study the abundance, diversity, indicator species and ordination of the sampled areas.

Similar patterns in the composition of beetles communities, in diversity gradients and in the ordination of different sampling areas were observed in both cities.

The results do not support the intermediate disturbance hypothesis, as higher values of diversity not found in the areas of intermediate sampling within the gradient. The increase in species richness and diversity as the degree of urbanization is reduced, supporting the hypothesis of increased disturbance. The analyzed data about the habitat preferences of ground and rove beetles and the specialized trophic levels, indicates that the habitat specialists hypothesis and the opportunistic species hypothesis are also support.

We conclude that the abundance, diversity, beetles comunities structure and the presence and dominance of certain species are suitable indicators of environmental pressure in urban environments.

Índice general

1. INTRODUCCIÓN **5**

1.1. Características del entorno urbano 6
1.2. El establecimiento y evolución de los núcleos urbanos 10
1.3. La fauna silvestre y los insectos en la ciudad 12
1.3.1. La fauna silvestre en la ciudad 12
1.3.2. Los insectos en la ciudad 12
1.3.3. El trabajo con gradientes ciudad-campo 13
1.3.4. Conclusiones generales de los estudios con insectos en ambientes urbanos 14
1.4. Los coleópteros como indicadores en el medio urbano 16
1.5. Las familias de coleópteros estudiadas 18
1.5.1. Familia Carabidae 18
1.5.2. Familia Cholevidae 19
1.5.3. Familia Histeridae 20
1.5.4. Familia Silphidae 21
1.5.5. Familia Staphylinidae 22

2. OBJETIVOS **25**

2.1. Objetivo general 25
2.2. Objetivos específicos 25

3. ÁREAS DE ESTUDIO **27**

3.1. Descripción de los entornos urbanos 27
3.1.1. Núcleo urbano de Gijón 27
3.1.1.1. Áreas de muestreo en Gijón 29
3.1.2. Núcleo urbano de León 33
3.1.2.1. Áreas de muestreo en León 34

4. METODOLOGÍA **39**
4.1. El muestreo . . . 39
4.1.1. Diseño del muestreo . . . 39
4.1.1.1. Diseño espacial del muestreo . . . 39
4.1.1.2. Diseño temporal del muestreo . . . 41
4.1.2. Métodos para la captura de coleópteros . . . 41
4.1.3. Algunas consideraciones acerca de las trampas Pitfall en estudios entomológicos . . . 44
4.2. Manejo y estudio de los ejemplares capturados . . . 45
4.2.1. Conservación de los ejemplares . . . 45
4.2.2. Identificación de los ejemplares . . . 46
4.3. Análisis de los datos . . . 46
4.3.1. Estudio de la abundancia . . . 47
4.3.1.1. Ajuste a los modelos de distribución de abundancias 47
4.3.1.2. Análisis estadístico de la abundancia en el gradiente urbano-rural . . . 49
4.3.2. Estudio de la diversidad . . . 49
4.3.2.1. Riqueza específica . . . 50
4.3.2.1.1. Índices de riqueza . . . 51
4.3.2.1.2. Estimadores de la riqueza de especies . . . 51
4.3.2.1.3. Análisis estadístico de la riqueza en el gradiente urbano-rural . . . 54
4.3.2.1.4. Identificación de posibles especies indicadoras 54
4.3.2.2. Índices de abundancia proporcional . . . 56
4.3.2.3. Diversidad beta . . . 57
4.3.3. Análisis de ordenación . . . 57
4.3.4. Preferencia de hábitat . . . 58

5. RESULTADOS **59**
5.1. Estudio de la abundancia . . . 59
5.1.1. Capturas en función de las familias de coleópteros . . . 59
5.1.1.1. Familia Carabidae . . . 59
5.1.1.2. Familia Cholevidae . . . 67
5.1.1.3. Familia Histeridae . . . 71
5.1.1.4. Familia Silphidae . . . 76
5.1.1.5. Familia Staphylinidae . . . 80
5.1.1.6. Consideraciones generales sobre la abundancia . . . 85

5.1.2. Análisis estadístico de la abundancia en el gradiente urbano-rural . . . 87
5.1.3. Capturas en función del tipo de trampa . . . 91
5.1.4. Modelos de distribución de abundancias . . . 93
5.2. Estudio de la diversidad . . . 96
5.2.1. Riqueza de especies como indicadora . . . 96
5.2.1.1. Riqueza de especies (S) . . . 96
5.2.1.2. Análisis estadístico de la riqueza en el gradiente urbano-rural . . . 99
5.2.1.3. Índices de riqueza . . . 99
5.2.1.4. Estimadores de riqueza . . . 102
5.2.1.5. La riqueza como indicador de presión urbana . . . 110
5.2.1.6. Identificación de posibles especies indicadoras . . . 112
5.2.2. Índices de abundancia proporcional . . . 118
5.2.3. Análisis de complementariedad . . . 123
5.3. Análisis de ordenación . . . 127
5.4. Análisis de hábitat preferente . . . 137

6. Conclusiones **141**

Referencias **147**

Anexos **169**

1 INTRODUCCIÓN

Los núcleos urbanos se encuentran en expansión en todo el planeta, actualmente vive un 54 % de la población mundial en áreas urbanas y se estima que en 2066 el 66 % de la población mundial viva en ciudades. La mitad de los habitantes urbanos del mundo viven en asentamientos menores de 500.000 habitantes, mientras que 1 de cada 8 lo hacen en megaurbes de más de 10 millones de habitantes (United Nations, 2014). También se constata que entre 1970 y el año 2000, la superficie urbanizada en el mundo se incrementó en 58.000 Km^2, crecimiento que ha sido proporcionalmente igual o superior al incremento de la población urbana. Las previsiones estiman que para el año 2030 la superficie urbanizada se incrementará en 1,2 millones de Km^2, provocando la pérdida de hábitats en áreas clave para la biodiversidad relativamente conservadas (Seto et al., 2011; Seto et al., 2012).

Las ciudades representan la más importante muestra de la actividad humana a gran escala que Mumford (1961) identificaba como los centros de la vida cultural, asegurando que una definición ideal de ciudad podría ser «... aquella de lugar dedicado a ofrecer las mayores posibilidades de conversaciones significativas» (ibid.), lo que implica el desarrollo de una estructura humana creada para facilitar la actividad de nuestra especie, en la que la transmisión de información es una de las bases de nuestro éxito evolutivo.

La urbanización es un proceso de sustitución de los paisajes naturales o rurales por paisajes urbanos altamente modificados (McDonell et al., 1997). Esta sustitución se refiere tanto a las estructuras físicas (construcciones) como a las formas de vida de sus habitantes, presentando un carácter físico, cultural y sociológico. Se caracteriza por un incremento del asentamiento humano acompañado de un incremento del consumo de energía per cápita, creando un sistema que no depende para su abastecimiento de los recursos locales (McDonell &Pickett, 1990), que en su mayor parte provendrán de otras regiones. Estos cambios suponen una modificación profunda en el modo de utilizar el medio por parte de los humanos y consecuentemente se producen modificaciónes en la estructura del paisaje y en el funcionamiento de los ecosistemas (Antrop, 2000).

De acuerdo con lo anterior, las ciudades se desarrollan como estructuras concebidas desde una perspectiva antrópica, creada para uso y beneficio de los humanos, sin contar con la fauna y la flora salvo que las utilice o las reintroduzca (Rubio, 1995). En general se caracterizan desde el punto de vista ambiental por: a) altas densidades de población humana, b) elevada concentración de estructuras que dan servicio a esa población, c) profunda alteración de los hábitats naturales (fragmentación, eliminación, degradación), d) cambios en la composición de las comunidades de seres vivos y e) alteraciones climáticas, hidrológicas, de los ciclos de nutrientes y del ambiente edáfico (Sukkop y Werner, 1991; Botkin & Beverigde, 1997; Bierwagen, 2007; Faeth et al., 2005; Pauchard et al., 2006; Mc Donell & Pickett, 1990; Mc Donell et al., 1997).

La urbanización del territorio es una de las actividades humanas que genera mayor homogeneización del medio. Las ciudades homogeneizan el ambiente físico al estar construidas para satisfacer las necesidades de una sola especie biológica sobre todas las demás y es común que estos ambientes faciliten la introducción y asentamiento de especies no nativas, lo que acaba homogeneizando también las comunidades de seres vivos (McKinney, 2006b).

Estos datos y argumentos ofrecen la imagen de unos paisajes en expansión que de ninguna manera pueden pasar desapercibidos en las políticas de gestión y conservación del medio natural. Estas políticas, para ser eficaces, han de apoyarse en trabajos y estudios que aborden las relaciones entre el medio urbano y el entorno no urbanizado en el que se desarrollan las ciudades.

1.1. Características del entorno urbano

Como ya se ha expuesto, el desarrollo urbanístico genera cambios en el medio natural donde se instala. Estas alteraciones son importantes y condicionan a las comunidades de seres vivos que las habitan, incluidos los humanos. Botkin & Beverigde (1997), teniendo en cuenta esto, identifican cuatro objetivos ambientales para una ciudad: reducir el uso de energía, reducir y eliminar contaminantes, ayudar a crear un ambiente agradable y contribuir a la conservación biológica. En este último objetivo se enmarcan los trabajos orientados a la identificación de posibles especies o grupos indicadores de estrés urbano, lo que podría ser una herramienta útil en el diseño y gestión de entornos más adecuados y habitables que generen un impacto controlado en el medio ambiente.

En un intento de caracterizar el entorno urbano, Sukop y Werner (1991) citan una serie de características que diferencian una ciudad de su entorno rural basándose en trabajos de Sukkop (1972) y Duvigneaud (1975) entre otros:

1. Utilización y consumo de energía secundaria a gran escala.

2. Importación y canalización del agua.

3. Acumulación y aislamiento de materiales procedentes de la construcción, así como alteraciones de la topografía provocadas por movimientos de tierras a gran escala y por obras.

4. Los factores antes mencionados y el gran número de núcleos de condensación en el aire, debidos al alto grado de contaminación ambiental, provocan un cambio en el equilibrio térmico, que se materializa en forma de "isla térmica" urbana y en el efecto invernadero.

5. Preponderancia de la actividad consumidora humana, pequeña producción primaria, empobrecimiento de las poblaciones de organismos detritívoros.

6. Incremento de las importaciones y exportaciones, acumulación de grandes cantidades de basura generada por los humanos.

7. Aumento de la contaminación aérea, acuática y terrestre.

8. Espacio estructurado muy heterogéneamente.

9. Marcado descenso de las especies autóctonas animales y vegetales.

10. Aumento de especies adaptadas, fundamentalmente de zonas más meridionales.

En cuanto a la biología urbana resultante, para estos autores (Sukkop y Werner, 1991, pp 31-32), el primer hecho que sorprende será una amplia biodiversidad y que ésta será muy diferente según el sector de la ciudad en que nos encontremos, así que dividen la ciudad en cuatro zonas desde este punto de vista: a) centro de la ciudad, edificada casi en su totalidad; b) edificaciones en línea, con jardines y pequeñas zonas verdes; c) zonas de construcción dispersa, con casas unifamiliares con jardines y en transición hacia el extrarradio y d) polígonos industriales. Esto da lugar a la aparición de islas biogeográficas entre las edificaciones (parques), con corredores ecológicos (como las vías férreas o ríos), jardines en el extrarradio a modo de zonas de transición, efectos de borde entre ambientes diferenciados y la presencia de terrenos baldíos que harán de espacios de colonización de especies pioneras, algunas muy

típicas de las biocenosis ruderales urbanas. El planteamiento de las zonas verdes urbanas como islas biogeográficas ha sido tratada por otros autores posteriormente (Marzluff, 2005).

Estos elementos diferenciadores son la clave para entender las consecuencias que tienen las ciudades sobre el medio natural en el que se asientan y sobre las áreas no urbanizadas que las rodean. Además, como constatan algunos autores (Savard et al., 2000; Clergeau et al., 2001; McKinney, 2006a), las ciudades son construcciones humanas que en todos los casos cumplen la misma función, tienen la misma estructura y se mantienen en un estado lejos del equilibrio de los ecosistemas naturales, con las únicas diferencias en el tamaño, localización geográfica y tipo de paisaje que han modificado. De acuerdo a ésto, hay varios elementos de los ecosistemas originales que resultan alterados por el asentamiento y crecimiento urbanos que son comunes a todos los núcleos urbanos. Los principales son:

1. Hábitats. Los procesos de urbanización son la principal causa de fragmentación de hábitats (Tigas et al., 2002) y trae como consecuencia el aislamiento por pérdida de conectividad, lo cual genera alteraciones en procesos ecológicos como son la dispersión, la migración y la extinción de especies (Aurambout et al., 2005; Bierwagen, 2007; Wilcox & Murphy, 1985; Gibb & Hochuli, 2002; Santos & Tellería, 2006). También es común la presencia de habitats en diferentes estados de sucesión ecológica simultáneamente. Se puede encontrar en el medio urbano un paisaje parcheado con áreas en diferente estado sucesional, desde céspedes regularmente segados hasta otras cercanas al clímax con arbolado maduro (Trepl, 1995; Niemelä, 1999).

2. Composición específica de las comunidades de seres vivos. Se producen cambios, especialmente a causa de la fragmentación de hábitats (Gibb & Hochuli, 2002), pero también por la introducción de especies oportunistas, generalistas y exóticas (Rubio, 1995; Niemelä, 1999; Connor et al., 2002; Holway & Suarez, 2006; Pauchard et al., 2006; McKinney, 2006a, b; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Sattler et al., 2011). Las transformaciones en el paisaje urbano favorecen la presencia de organismos pioneros, bien adaptados a las nuevas condiciones y más tolerantes a los humanos que muchas de las especies nativas más sensibles y especializadas (Alberti et al., 2003; Clark et al., 2007). También hay una sustitución por especies propias de bordes de bosque y áreas abiertas, que se desarrollan, sobre todo, en espacios suburbanos revegetados (McKinney, 2002). El resultado es que las áreas urbanizadas, en muchas ocasiones, presentan una composición específica singular, mezcla de especies nativas y exóticas, que es estable en el tiempo a causa de la intervención humana (Alberti et al., 2003).

Otros efectos que se han descrito son la homogeneización de las comunidades en áreas urbanizadas (Schwartz et al., 2005; Clergeau et al., 2006; Kühn & Klotz, 2006; McKinney, 2006a) y los cambios en el comportamiento de ciertas especies silvestres para adaptarse al medio urbano (Ditchkoff et al., 2006).

3. Clima. El clima se ve localmente alterado, habiéndose observado que la expansión de los núcleos urbanos modifica las precipitaciones y las temperaturas. Las causas de esto se han buscado en la contaminación atmosférica, que altera el nivel de precipitaciones (Rosenfeld, 2000; Shepperd et al., 2002), o en la hidrología superficial (impermeabilización de superficies y alteración de la escorrentía natural, por ejemplo) junto al efecto isla de calor en sinergia con dicha contaminación (Kaufmann et al., 2007; Tursilova et al., 2008; Tursilova et al., 2009). Los efectos bióticos del cambio climático que se produce en los ambientes urbanos han sido también objeto de estudio (Parris & Hazell, 2005). El efecto isla de calor es bien conocido y supone que la temperatura del aire de las áreas urbanas es superior a la de las áreas circundantes, produciendo una burbuja de aire caliente que envuelve a la ciudad (Oke, 1995; Chang et al., 2007). Las causas principales son (Botkin & Beveridge, 1997): a) la mayor producción de calor por consumo de combustibles fósiles, actividades industriales y residenciales; b) al haber menos agua disponible en las superficies, no hay tanta pérdida de calor por procesos de evaporación; c) los materiales de las estructuras urbanas (hormigón, asfalto) son colectores de calor el cual emiten rápidamente al ambiente. Este efecto ya se ha citado como posible explicación de las diferencias específicas de las comunidades de coleópteros urbanos respecto a áreas no urbanizadas (Deichsel, 2006).

4. Ciclo hidrológico. En los entornos urbanos, las superficies pavimentadas y las construcciones no permiten la infiltración del agua. Como resultado las aguas de lluvia o manantiales son canalizadas por desagües y evacuadas de la ciudad. Además estas superficies reducen la evaporación de agua y magnifican el efecto de inundaciones ocasionales en la ciudad y aguas abajo de la ciudad. En los ecosistemas naturales la evaporación del agua refrigera el ambiente, pero en la ciudades no ocurre, potenciando el efecto isla de calor. Las ciudades presentan alteraciones en el régimen de precipitaciones respecto a las áreas que las rodean: en unos casos las precipitaciones y el número de días nublados son mayores, debido a la presencia de partículas sólidas en suspensión que actúan de núcleos de condensación y en otros ocurre todo lo contrario, la contaminación reduce las precipitaciones (Botkin & Beveridge, 1997; Rosenfeld, 2000; Shepperd et al, 2002).

5. Suelos. Otro de los elementos naturales que sufren una gran modificación en la ciudades son los suelos. En el medio urbano los suelos sirven de asentamiento para las estructuras humanas y quedan escasos espacios abiertos donde éstos no están cubiertos. Estos suelos se encuentran sometidos a estrés por compactación y modificación de su estructura y composición, lo cual genera suelos menos porosos, eutrofizados, contaminados y con poca actividad biológica (Sukop y Werner, 1991; Effland & Pouyat, 1997; Grandchamp et al., 2000). Se ha comprobado que, con el tiempo y sin más alteraciones, ciertas propiedades de los suelos urbanos pueden mejorar (Scharenbroch et al., 2005).

6. Ciclo de nutrientes. Las redes tróficas en las ciudades se ven alteradas a causa de los efectos de la urbanización. La fragmentación de hábitats provoca cambios rápidos en la composición específica de las comunidades incrementándose la heterogeneidad espacial de los recursos. La reducción del número de grandes depredadores altera las relaciones depredador-presa. Se producen cambios en la productividad. El estrés ambiental (temperatura, humedad) puede generar un cambio en las comunidades de productores y consumidores en función de su tolerancia al mismo. Los cambios en la composición específica de las comunidades pueden producir un cambio en el número de niveles tróficos y alterar el control de poblaciones por mecanismos de depredación. Finalmente las actividades propiamente humanas (sociales, institucionales) alteran la estructura de las redes tróficas, su autocontrol y su dinámica y reemplazan las escalas temporales y espaciales de los procesos ecológicos naturales (Faeth et al., 2005).

1.2. El establecimiento y evolución de los núcleos urbanos

La forma de los núcleos urbanos tiene relación con los servicios ecológicos y la biodiversidad en sus paisajes (Tratalos et al., 2007; Varet et al., 2014), por lo que la fauna que en ella nos encontremos puede tener relación con la manera en que una ciudad se forma y evoluciona. Respecto a la formación de los núcleos urbanos, el arquitecto y urbanista K. A. Doxiadis (1968) desarrolló lo que denominó Equística, la ciencia del establecimiento de las poblaciones humanas. En ésta define cinco elementos que concurren en la formación de un establecimiento humano: Naturaleza a modo de continente (clima, suelo, vegetación, fauna, recursos naturales, agua, etc); los humanos a modo de contenido, formando grupos sociales o Sociedades con todos

sus elementos definitorios; estas sociedades crean Refugios (shells) para protegerse (casas, hospitales, escuelas, industrias, edificios de servicios, etc.), que se unen entre si por Redes de comunicación y distribución de materiales y energía.

Estos cinco elementos (naturaleza, humanos, sociedad, refugio y redes) cuando se encuentran bien equilibrados dan lugar a un establecimiento logrado. Pero para ello el mismo Doxiadis (1968, 1970) describe cinco principios en los que se basa la equística que determinan la forma de los asentamientos humanos:

1. Maximización de los contactos potenciales con los elementos de la naturaleza (como el agua y los árboles), otros humanos y con trabajos humanos (como edificios y carreteras). Esto lo considera una definición operacional de libertad personal y afirma que un humano solitario busca siempre esos contactos.

2. Minimización del esfuerzo necesario para realizar esos contactos actuales y potenciales.

3. Optimización del espacio de protección frente a humanos, animales u objetos, lo cual significa mantener los contactos con ellos, pero evitando cualquier incomodidad sensorial o psicológica. Es decir un espacio de intimidad y seguridad personal dentro de la sociedad.

4. Optimización de la calidad de las relaciones entre las personas y su entorno, que es la naturaleza, la sociedad, los refugios (casas y edificios de cualquier tipo) y las redes (carreteras y telecomunicaciones). Esto se conecta con las relaciones psicológicas y estéticas con el entorno.

5. Organización de los establecimientos humanos para realizar una síntesis óptima de los cuatro principios anteriores, que depende del tiempo, el espacio, de las condiciones actuales y de la capacidad de los humanos para crear esa síntesis.

Si estos principios se cumplen, Doxiadis indica que ese es un asentamiento humano con éxito.

Siguiendo con su desarrollo argumental y en aplicación de estos principios, Doxiadis clasifica los asentamientos humanos en unidades equísticas en función del número de habitantes y otras consideraciones como superficie o medios de desplazarse de los habitantes. Esta clasificación comprende 15 unidades de las cuales las básicas en orden creciente son: la persona (incluye el individuo, sus ropas, algún mueble), la habitación personal (dormitorio), la vivienda familiar, el grupo familiar (con sus casas), ciudad tradicional (desplazamiento a pie) y Ecumenópolis o ciudad universal.

Esta ciudad universal evolucionará desde las megalópolis (conurbaciones actuales) a través de Dinápolis (ciudad mecanizada). Este autor considera que es inevitable la aparición de grandes ciudades, por lo que hay que conseguir mejorar en éstas la calidad de vida. Esta visión de la evolución de los asentamientos urbanos supone asumir a la fauna y flora urbana como parte de ese asentamiento ideal.

1.3. La fauna silvestre y los insectos en la ciudad

1.3.1. La fauna silvestre en la ciudad

La fauna silvestre de las ciudades se desarrolla preferentemente en espacios abiertos con vegetación dentro de los ambientes urbanos, periurbanos urbanizados o industriales , por lo que el porcentaje de superficie urbana ocupada por parques, jardines y espacios abiertos en general es el factor fundamental a considerar. Además cuanta mayor superficie y menos manejados estén, tendrán mayor presencia de flora nativa, lo cual favorece a su vez la presencia de fauna nativa original. Por otro lado los terrenos ruderales industriales no son necesariamente emplazamientos biológicamente pobres (Davis, 1976).

Las especies actuales de artrópodos urbanos tienen varias procedencias. Unos son especies relictas procedentes de los ecosistemas preurbanos, otras han colonizado el medio durante los procesos de urbanización aprovechando las oportunidades que se presentan y otras son introducidas por los humanos (Majer & Brown, 1986; McIntyre, 2000; McKinney, 2006a, b)

1.3.2. Los insectos en la ciudad

El estudio de las poblaciones y comunidades de artrópodos, en especial insectos, en áreas urbanas desde un punto de vista ecológico, se ha enfocado, sobre todo, en investigar sus características en gradientes desde el centro urbano hacia la periferia de la ciudad (Rickman & Connor, 2003; Ishitani et al., 2003; Ferreira & Tidon, 2005; Sanford et al., 2009). Estos estudios que utilizan gradientes cuidad-medio rural se han multiplicado en los últimos años. Las investigaciones se han orientado en la mayoría de los casos hacia la compresión de la distribución de los organismos y los procesos ecológicos que se suceden en la transición desde las áreas densamente urbanizadas hacia los ambientes rurales periurbanos (McDonell & Hahs, 2008). En

otros se han realizado estudios de variaciones temporales a largo plazo (Fattorini, 2011). En este último trabajo en concreto se sugiere que los efectos de la urbanización sobre los insectos son variados, como alteraciones en biotopos, fragmentación de poblaciones o incremento de la predación, basándose en deducciones realizadas a partir de rasgos eco-etológicos de las especies en el momento en que se pierden en relación con cambios en el ambiente urbano.

Los artrópodos también se han considerado adecuados para evaluar el impacto de la formación de núcleos urbanos por varias razones (McIntyre, 2000; McIntyre et al., 2001):

a) Es un grupo diverso y abundante, que proporciona una imagen fija de la totalidad de la diversidad de una zona.

b) Desempeñan una gran variedad de roles en los ecosistemas, muchos de ellos de importancia económica para los humanos, como la polinización.

c) Sus generaciones se suceden en tiempos cortos, lo cual les permite responder rápidamente a los cambios de origen antrópico en el paisaje, suelo y vegetación propios del proceso de urbanización.

d) Son relativamente fáciles de muestrear, permiten obtener tamaños muestrales grandes facilitando los análisis estadísticos y su captura no causa el rechazo popular que se produce en el caso de los vertebrados.

e) Representan un espectro de todos los niveles tróficos.

f) Pueden tener importancia sociológica, agronómica y económica en los hábitats alterados por los humanos.

A estos hay que añadir el interés que pueden tener los estudios de artrópodos en el medio urbano desde el punto de vista de la conservación (Connor et al., 2002).

1.3.3. El trabajo con gradientes ciudad-campo

Los gradientes desde zonas densamente urbanizadas hasta áreas rurales fueron propuestos por McDonell & Picket (1990) como una oportunidad para la investigación en ecología, con la que se podían estudiar y dar respuesta a cuestiones ecológicas de interés y aplicación generales. Según estos autores, desde la perspectiva de la ecología, la urbanización produce una variedad sin precedentes de “manipulaciones

experimentales", a veces de tal magnitud y extensión territorial que no es posible reproducirlas en un experimento ordinario.

Niemelä (2000) por su parte presentó una iniciativa (GLOBENET) para evaluar y comparar alteraciones en paisajes relacionados con las actividades humanas a una escala global. En ésta se propone evaluar comunidades de carábidos en un gradiente de presión antrópica decreciente desde el centro de las ciudades hacia el campo circundante, utilizando una metodología común con trampas de caida (pitfall traps). Este proyecto parte del supuesto de que, ya que los ambientes urbanos se encuentran en todo el planeta, es posible identificar y aislar los efectos generales y repetitivos de la presión de origen humano, de aquellos otros debidos a las condiciones ambientales locales. Dentro de este proyecto ya se han publicado varios trabajos de interés en varios países (Alaruikka et al., 2002; Niemelä et al., 2002; Ishitani et al., 2003; Venn et al., 2003; Magura et al., 2004; Gaublomme et al., 2008). Estos trabajos muestran que la riqueza de especies disminuye en las áreas más urbanizadas, como son parques urbanos. Sin embargo Elek & Lövei (2005) encontraron que la mayor riqueza se encontraba en las áreas urbanas, mientras que disminuía respecto a éstas en las suburbanas. Hay más estudios donde no se nota influencia de la urbanización sobre los artrópodos o hay un efecto positivo (McIntyre, 2000; McKinney, 2008), aunque McKinney (2008) reconoce que los efectos positivos de la urbanización ocurren en pocas ocasiones, siempre en áreas con niveles moderados de urbanización.

Lo que sí se suele encontrar en estos trabajos y otros realizados posteriormente (Kaltsas et al., 2014), es que, al margen del número de especies, la estructura de las comunidades de artrópodos en las áreas urbanas se modifica respecto de las de las áreas suburbanas. Otro aspecto relevante es que los gradientes en cuanto a riqueza y composición faunística en artrópodos, parecen ser más acusados en los niveles tróficos superiores, como depredadores (Elek & Lovëi, 2007) o saprófagos (Ulrich et al., 2007).

1.3.4. Conclusiones generales de los estudios con insectos en ambientes urbanos

Como hemos visto, aunque en general se admite que las perturbaciones ambientales que provoca el proceso de urbanización causan una reducción de la biodiversidad (Gray, 1989), lo cierto es que no siempre es así. Por ejemplo, localmente ésta puede ser alta por la colonización de especies no nativas que se benefician de las condiciones ambientales alteradas, como es el efecto "isla de calor" (McKinney, 2006b), o por la

introducción de especies exóticas asociadas a la actividad humana, al margen de numerosos factores que localmente tienen importancia, como la frecuencia e intensidad de las perturbaciones, el uso del suelo o la distancia a áreas naturales desde las que especies nativas podrían recolonizar los espacios alterados (McIntyre, 2000). Esta disparidad de factores ha dado lugar a diferentes hipótesis para explicar los resultados obtenidos en los estudios acerca de insectos en los gradientes ciudad-campo. Hasta el momento éstas son las más relevantes:

- Hipótesis de la perturbación intermedia (IDH, Conell, 1978), que es la más conocida y predice que el mayor nivel de diversidad se produce en niveles intermedios de perturbación. Se relaciona con las conclusiones de McKinney (2008) antes comentadas.

- Hipótesis de la perturbación creciente (Gray, 1989) que supone que la riqueza de especies puede disminuir progresivamente a medida que se incrementa el nivel de perturbación.

- Hipótesis de los especialistas del hábitat (HSH, Magura et al., 2004), que propone que un incremento de la perturbación puede causar que los grupos de especialistas de los hábitats originales presenten menos abundancia y riqueza a lo largo de un gradiente de urbanización creciente.

- Hipótesis de las especies oportunistas (OSH, Gray, 1989), que sugiere que en los hábitats afectados por perturbaciones, la diversidad global podría reducirse mientras las especies oportunistas o generalistas incrementan su dominancia en la comunidad.

- Hipótesis de la reducción del tamaño medio del cuerpo (DMB, Gray, 1989), que propone que en los hábitats afectados por una perturbación creciente, el tamaño medio de las especies podría reducirse.

- Hipótesis del acceso a los alimentos (FAH, Elek & Lövei, 2007), donde se propone que la disponibilidad de alimento puede ser una importante variable en parques urbanos, debido a la mayor heterogeneidad ambiental respecto a los ambientes naturales (bosques naturales), lo cual crea unas condiciones favorables para las especies omnívoras que pueden aprovechar gran variedad de recursos alimenticios.

Esta variedad de propuestas, basadas en los datos obtenidos en trabajos de campo, indican que existe una gran diversidad de factores que afectan a la abundancia, diversidad, riqueza y presencia de grupos funcionales en los ambientes urbanos,

poniendo de relieve la dificultad que puede suponer interpretar correctamente esos resultados.

1.4. Los coleópteros como indicadores en el medio urbano

En este trabajo se explora la posibilidad de utilizar como indicadores biológicos a coleópteros epiedáficos de fácil captura y determinación. Para esto, se decidió investigar las comunidades de Carábidos, Sílfidos, Histéridos, Cholévidos y Estafilínidos de la subfamilia Staphylininae en un gradiente desde parques urbanos con mayor a menor grado de aislamiento, hacia polígonos industriales periurbanos, hasta llegar a áreas rurales agrícolas. Los muestreos se llevaron a cabo con trampas de caída (Pitfall traps) cebadas. Estos muestreos se realizaron en dos ciudades, Gijón y León, ubicadas en diferentes regiones biogeográficas, lo cual pretendía aislar patrones comunes debidos al efecto de la presión urbana de cualquier diferencia debida a las condiciones locales.

El uso de coleópteros indicadores está ampliamente admitida y respaldada por numerosas investigaciones, si bien la familia más frecuentemente utilizada en ambientes urbanizados es la familia Carabidae (Grandchamp et al., 2000; Niemelä et al., 2000; Niemelä et al., 2002; Zelazna & Blazejewicz-Zawadzinska, 2005; Semenova, 2008; Varet et al., 2014;) y en menor medida empiezan a explorarse las posibilidades de la familia Staphylinidae (Bohac, 1999). Otras familias como Cholevidae, Histeridae y Silphidae no se han estudiado como indicadoras de presión ambiental de origen urbano, aunque existe alguna publicación en el entorno urbano utilizando gradientes (Wolf & Gibbs, 2004; Ulrich et al., 2007).

Los coleópteros carábidos son considerados como buenos bioindicadores porque ya han sido utilizados con éxito para evaluar la respuesta de sus especies a los cambios ambientales, tienen una ecología y taxonomía bien conocidas sobre todo en las regiones templadas, presentan una elevada dependencia de factores bióticos y abióticos, tienen unos requerimientos de hábitat amplios y sensibilidad al cambio, el coste de captura es reducido y reflejan cambios en otras especies de importancia económica, como algunas plagas agrícolas (Raino & Niemelä, 2003). Los estafilínidos reúnen unas condiciones similares, pero su biología, ecología y taxonomía son menos conocidas, aunque el coste de captura es similar al de los carábidos. Son una buena fuente de información complementaria en estudios de bioindicación y en algunos casos son más sensibles y eficaces como indicadores que los carábidos (Bohac, 1999).

El uso de bioindicadores para estos fines también ha sido criticado. Carignan & Villard (2002) señalan que dado que dos especies diferentes no ocupan el mismo nicho ecológico, de una especie en particular no se podría esperar que actúe como indicador para un ecosistema entero. También afirman que hay muchos factores no relacionados con la degradación de los ecosistemas que pueden afectar al estatus de poblaciones de especies indicadoras.

Es complicado solventar estos inconvenientes, pero el uso de varios grupos de especies indicadoras que se complementen y cierto conocimiento de los factores causales que pueden afectarles, puede ser útil en el diseño de experimentos donde se aisle, en la medida de lo posible, los factores de estrés que se quieren investigar. En este trabajo se seleccionaron dos ciudades en diferentes regiones biogeográficas para intentar identificar y controlar los factores debidos a las condiciones locales, y en las parcelas muestreadas en parques y áreas periurbanas se intentó que la estructura del paisaje fuera similar para limitar la influencia de posibles diferencias en este aspecto.

En este punto conviene recordar la clasificación que Mc Geoch (1998) propuso para identificar tipos de insectos bioindicadores de manera sencilla y clara. Los clasificó en tres categorías de acuerdo a su uso en estudios del medio natural:

- Indicadores ambientales: especies o grupos de especies, fácilmente observables o cuantificables, que responden predeciblemente a las perturbaciones o cambios en el estado del medio ambiente.

- Indicadores ecológicos: taxónes característicos o comunidades que son sensibles en la identificación de factores de estrés ambiental, que demuestran el efecto de estos factores sobre la biota y cuya respuesta es representativa de la respuesta de al menos una parte de los demás taxones presentes en el hábitat. Estos indicadores proporcionan una imagen global del ecosistema donde viven.

- Indicadores de biodiversidad: grupos de taxones (género, tribu, familia, orden), o grupos funcionales, cuya diversidad refleja algún tipo de medida de la diversidad total (riqueza de especies, número de endemismos) de taxones superiores en un hábitat o grupo de hábitats. También pueden ser utilizados como indicadores de la riqueza de especies de otros taxones.

Las familias de coleópteros que se han estudiado como indicadoras de presión urbana, obviamente pertenecen al grupo de "indicadores ecológicos", ya que la urbanización genera un conjunto de factores de estrés, ya comentados, que en conjunto se suelen tratar como presión urbana.

1.5. Las familias de coleópteros estudiadas

1.5.1. Familia Carabidae

La familia Carabidae cuenta con más de 30.000 especies descritas (Ortuño & Marcos, 2003), encontrándose en la Peninsula Ibérica cerca de 1.200 pertenecientes a unos 180 géneros (Serrano, 2013a, b). Es una familia rica en especies, pero también abundante en número y biomasa. Ocupan casi todos los hábitats del planeta, son un grupo suficientemente variado taxonómica y ecológicamente, muy abundante y sensible a las perturbaciones y los cambios en su ambiente (Lövei & Sunderland, 1996), en especial en los usos del territorio (Rainio & Niemelä, 2003). Se consideran además estables taxonómicamente y fáciles de capturar con trampas de caída.

Son depredadores no especializados o generalistas (Lövei & Sunderland, 1996), teniendo cierta importancia en el control biológico de plagas (Guseva & Koval, 2013), aunque también pueden consumir semillas, limitando la dispersión de algunas adventicias en cutivos (Honek et al., 2003; Menalled et al., 2007) y muy raramente dañan los cultivos. De esta manera y desde el punto de vista de su comportamiento alimentario, se pueden clasifcar en depredadores y fitófagos (Ortuño & Toribio, 1996). Se encuentran en los niveles superiores en las redes tróficas de los suelos (Halaj & Wise, 2002, citado por García-Tejero, 2013) reflejando cualquier alteración en los niveles inferiores, pero también forman parte de la alimentación de numerosos vertebrados insectívoros (Ortuño & Toribio, 1996).

Los trabajos sobre su taxonomía, ecología, sistemática y conservación son innumerables, lo cual facilita su estudio. En ambientes urbanos son uno de los grupos mejor estudiados, destacando los trabajos en gradientes urbanos desde el centro de la ciudad al campo circundante. Este aspecto es el que trabaja el proyecto GLOBENET, que en ciudades de todo el mundo y utilizando una meodología común, pretende identificar patrones comúnes en la respuesta de las comunidades de carábidos sometidos a diferentes grados de urbanización (Niemelä et al., 2002; Niemelä & Kotze, 2009).

Su ubicuidad, la existencia de especies especialistas en varios hábitats, ademas de todo lo comentado acerca de su biología, ha hecho que los carabidos se hayan propuesto como bioindicadores en diversas situaciones (Rainio & Niemelä, 2003; Kotze et al., 2011): como indicadores de la salud y calidad de los ecosistemas terrestres (Eyre et al., 1996; Ortuño & Marcos, 2003), indicadores de áreas prioritarias de conservación (Gutierrez et al., 2004), contaminación por metales pesados (Lock et al., 2001; Avign & Luff, 2010), el impacto de la introducción de cultivos (Belaoussoff

et al., 2003) incluido el efecto de los insecticidas (Basedow, 1990), fragmentación de hábitats (Niemelä, 2001, Taboada et al., 2006, Gaublomme et al., 2008), indicadores de masas forestales para su caracterización (Allegro & Sciaky, 2003) o evaluar los efectos del manejo del fuego (Nunes et al., 2006).

1.5.2. Familia Cholevidae

Esta familia cuenta con unos 300 géneros y 1.900 especies en todo el mundo, de los cuales en la Península Ibérica viven unos 45 géneros y 213 especies. Habitan diversos biotopos en todos los continentes, sobre todo en la región Mediterránea, con excepción de la Antártida, y son especies de tamaño medio-pequeño (Salgado et al., 2008; Casale et al., 2009).

En estas áreas habitan zonas con un substrato húmico profundo o abundancia de hojarasca, zonas rocosas calizas o el medio subterráneo superficial (MSS). Muchas especies habitan en cuevas y algunas son especies troglobias muy especializadas. También ocupan nidos y madrigueras de mamíferos. Sobre su ecología existen trabajos acerca de sus patrones de diversidad y abundancia en el centro de España (Baz et al, 2014) y se ha encontrado que en las áreas montañosas de la Cordillera Cantábrica, el contenido de humedad del suelo, el grado de insolación del terreno y la disponibilidad y tipo de materia orgánica pueden determinar la distribucion de las especies más comúnes de Cholevidae (Tizado et al., 1995; Tizado & Salgado, 2000).

Son especies en general saprófagas o detritívoras no especializadas, alimentándose de materia orgánica vegetal o animal en descomposición. Algunas especies son saproxílicas, necrófagas o coprófagas. En las regiones templadas son uno de los grupos dominantes en cadáveres de animales (Blas, 1979; Chandler & Peck, 1992; Tizado et al., 1995; Salgado et al., 2008; Schilthuizen et al., 2011).

Hay especies hipógeas y epígeas. En este trabajo solo se considerarán especies epígeas que en la Península Ibérica están ligadas a las masas forestales o a suelos con alguna cobertura vegetal, incluidas zonas de matorral o pradería. Respecto a estudios de las características autoecológicas del grupo se han realizado algunos sobre dinámica estacional (Ruzicka, 1994), actividad estacional y distribución altitudinal (Zoia, 1990), preferencias de hábitat y estacionalidad (Kocarek, 2002) o correlaciones ecológicas de la distribución de algunas especies a escala local (Tizado et al., 1995; Tizado & Salgado, 2000).

No existen muchos estudios de esta familia en ambientes urbanos; Santamaría (1990), en su memoria de tesis doctoral, estudió los Cholévidos urbanos en la ciudad de León, junto a los Histéridos, en un gradiente. También se ha estudiado la diversidad y tamaño corporal de familias de coleópteros depredadores y necrófagos asociados a cadáveres en un gradiente urbano, entre los que se encontraban varias especies de Cholévidos (Ulrich et al., 2007 y 2008) o los efectos de típicas estructuras urbanas como las carreteras y autovías en comunidades de coleópteros necrófagos, entre ellos Cholévidos (Dunn & Danoff-Burg, 2007).

1.5.3. Familia Histeridae

Esta familia cuenta con unos 300 géneros y 3800 especies a nivel mundial, de los cuales 43 géneros y 165 especies pertenecen a la fauna iberobalear. Son más comunes en los trópicos, pero habitan en diversos ambientes. Son especies termófilas, activas durante el día generalmente. Se han descrito formas de vida como dendrófilos, geófilos (saprófilos, psamófilos y foleófilos), que son la mayoría de las especies y otras inquilinas de nidos de insectos sociales (Yélamos, 2002).

Su alimentación es zoófaga en general, depredando sobre huevos, larvas y pupas de insectos, en especial dípteros, sobre ácaros y otros artrópodos de pequeño tamaño. Ocasionalmente pueden ser saprófagos o fungívoros. Tanto adultos como larvas son depredadores y son componentes estables de las comunidades de coleópteros típicas de carroñas y excrementos. Las especies de mayor tamaño son las que se encuentran precisamente en carroñas y excrementos y presentan colores oscuros, a veces con máculas rojas o amarillas (Yélamos, 2002; Bajerlein et al., 2011). Son, por ello, una familia típica de ciertos hábitats efímeros como la carroña o excrementos y presentan una buena movilidad para acceder a ellos.

Existen escasos trabajos en el medio urbano que incluyan a la familia Histeridae, cabe destacar Santamaría (1990), que realiza su memoria de tesis doctoral estudiando un gradiente en la ciudad de León. Otros trabajos han estudiado el efecto de las sucesiones de artrópodos en carroña, entre ellos histéridos, en ambientes urbanos (Grassberger & Frank, 2004; Patzak, 2011).

Se han investigado como indicadores forenses (Bajerlein et al., 2011, Baz et al., 2015), pero no como indicadores ecológicos. Aparte de su utilidad en las investigaciones forenses, como depredadores, se ha estudiado su utilidad como agentes de control biológico, ya que es común encontrarlos en cultivos (Traugott, 2002) o control de dípteros (Achieno & Giliomee, 2007).

1.5.4. Familia Silphidae

Silphidae es una familia de coleópteros con unas 200 especies distribuidas por todo el mundo (Prieto-Piloña & Pérez-Valcarcel, 2002; Ruzicka & Schneider, 2004; Sikes, 2008), sobre todo en regiones templadas, en especial en el hemisferio norte, donde es probable que se originaran (Peck & Anderson, 1985), de manera que se considera una familia predominantemente holártica en distribución y abundancia (Peck, 2001). En la Península Ibérica y Baleares se han catalogado 22 especies (Prieto-Piloña & Pérez Valcarcel, 2002).

Son preferentemente necrófagos aunque algunas especies presentan hábitos detritívoros, fitófagos o depredadores (Anderson & Peck 1985; Ratcliffe, 1996; Sikes 2008). Por lo tanto, en general, se trata de coleópteros especializados en aprovechar recursos cuya presencia en su hábitat es irregular y efímera (Scott, 1998; Grassberger & Frank, 2004; Wolf & Gibbs, 2004; Carter et al., 2007; Burton et al., 2013), lo que les obliga a competir con otros organismos por ellos (Scott 1998), en especial con las larvas de dípteros necrófagos (Suzuki, 2000).

Con este fin las especies de la subfamilia Nicrophorinae han desarrollado complejas pautas de comportamiento, enterrando los cadáveres cuando es posible, desarrollándose rápidamente y estableciendo una relación simbiótica con varias especies de ácaros depredadores de huevos de dípteros necrófagos (Fabre, 1920; Pukowski, 1933). Por sus hábitos necrófagos, esta familia participa en la descomposición y recirculación de la materia orgánica en los ecosistemas terrestres (Dekeirsschieter et al., 2011; Ratcliffe, 1996; Wolf & Gibbs, 2004).

En ambientes urbanos existen escasos estudios, algunos sobre su diversidad y rol ecológico en gradientes urbanos (Santamaría, 1990; Azpeitia, 1994; Wolf & Gibbs, 2004), otros sobre la diversidad y tamaño corporal de familias de coleópteros presentes en carroñas, entre ellos Silphidae (Ulrich et al. 2007 y 2008) y en otros trabajos se ha estudiado el impacto de las carreteras y autovías sobre las comunidades de coleópteros necrófagos entre ellos sílfidos (Dunn & Danoff-Burg, 2007).

Los sílfidos han sido utilizados como indicadores de uso forense en ambientes urbanos (Grassberger & Frank, 2004; Dekeirsschieter et al., 2011; Baz et al., 2015) y existen pocas referencias a su uso como indicadores ambientales o de estrés ambiental (Santos, dos Fernandes et al., 2011).

1.5.5. Familia Staphylinidae

Es una familia calificada como megadiversa, con más de 48.000 especies y 3.400 géneros en todo el mundo, clasificadas en 31 subfamilias tras la inclusión de las subfamilias Pselaphinae y Scaphidiinae, antes familias (Navarrete-Heredia et al. 2002). En la Península Ibérica se pueden encontrar 1.547 especies catalogadas (Gamarra & Outerelo, 2005, 2007, 2008a, b, c, 2009a, b, c, d, e, f, g).

Ocupan diversos hábitats y presentan gran variedad de hábitos alimenticios. Mayoritariamente son depredadores no especializados, al igual que los carábidos, consumiendo pequeños insectos, sus larvas y huevos, nematodos, colémbolos o ácaros. Algunos son saprófagos y otros se alimentan de algas o de polen (como el género *Eusphalerum*). Hay micetófagos y varias especies son comensales de insectos sociales, como hormigas y termitas, o de vertebrados e incluso parasitoides de pupas de dípteros (Navarrete-Heredia et al., 2002; Frank & Stansly, 2004; Bohac et al., 2007). Los diferentes grupos tróficos de los estafilínidos han dado lugar a una clasificación jerárquica de formas de vida (Bohac, 1999). Por todo esto, se encuentran en los niveles superiores en las redes tróficas de los suelos (Halaj & Wise, 2002, citado por García-Tejero, 2013) reflejando cualquier alteración en los niveles inferiores.

Su actividad es preferentemente diurna, aunque prefieren microbiotopos oscuros o sombreados como la hojarasca, madera muerta o bajo piedras, en algún caso cavidades o cuevas (Bohac, 1999; Navarrete-Heredia et al., 2002). Tienen cierta capacidad migratoria, bien volando con alas funcionales, arrastrados por el viento en el caso de especies pequeñas o transportados por la actividad humana. En este último caso se considera que una alta frecuencia de especies con buena capacidad migratoria, es indicativo de una fuerte influencia humana sobre un biotopo determinado (Bohac, 1999).

Algunas especies tienen importancia económica como agentes de control biológico (Fournet et al., 2000; Guseva & Koval, 2013) en áreas agrícolas, donde representan en torno al 19 % de todos los coleópteros en cuanto a número (Bohac, 1999) o controlando larvas de potenciales parásitos del ganado (Koller et al., 2002). También causan problemas sanitarios como las paederasis (Navarrete-Heredia & Gómez Flores, 2005) y en algún caso pueden causar daños a cultivos de setas (Frank & Stansly, 2004).

Debido a esta alta diversidad en especies, hábitos de alimentación, formas de vida y nichos ecológicos ocupados y a las limitaciones en el conocimiento taxonómico de

algunos grupos, estimamos que no era posible capturar una representación significativa de esta familia con los métodos de trampeo empleados, por lo que se decidió limitar el estudio a la subfamilia Staphylininae. Las trampas de caída (pitfall traps) se consideran un método que selecciona a los estafilínidos más activos y a las especies de mayor peso (Bohac, 1999), que, en gran medida, son las de esta subfamilia.

La subfamilia Staphylininae tiene 304 especies catalogadas en la Peninsula Ibérica (Gamarra & Outerelo, 2008a). Son depredadores no específicos, pero esta subfamilia contiene una buena cantidad de especies de hábitos necrófilos (Fernández et al., 2010), micófilos, coprófilos o detritívoros (Outerelo, 1981 citado por Fernández, 2010).

Se considera a los Staphylinidae potenciales indicadores para entender los efectos ecológicos de las perturbaciones ambientales, debido a su relativa estabilidad taxonómica, la facilidad para capturarlos con trampas de caída y a que es conocida su sensibilidad a los cambios ambientales (Buse & Good, 1993, Ghandi et al., 2001). Entre estas perturbaciones, los cambios en el uso del suelo son una de las características más importantes del proceso de urbanización y los Staphylinidae son un grupo sensible a estos cambios. Igualmente son sensibles a cambios en técnicas agrícolas, uso de pesticidas y fertilizantes (Bohac, 1999; García-Tejero et al., 2013), elementos todos ellos que pueden tener cierta influencia en las áreas muestreadas en este trabajo.

Los Staphylinidae han sido citados como indicadores en áreas urbanizadas debido a su especialización ecológica. Se considera que en algunos casos pueden ser más sensibles que los carábidos, si bien las dificultades en su identificación limitan su uso. Los estafilínidos compiten por las mismas fuentes de alimento con carábidos y arañas, lo cual puede influir en el resultado de un estudio de bioindicación (Bohac, 1999). Este problema puede ser solventado, en parte, utilizando varias de estas familias en el mismo estudio, como es el caso del presente trabajo.

En ambientes urbanos se encuentran estafilínidos, sobre todo euritópicos y ubicuos, por un lado, y especialistas de habitáts, por otro. La estructura de sus comunidades en parques se ha investigado y depende del grado intervención humana y del manejo de las áreas verdes urbanas. Además los parques ofrecen algunos hábitats (troncos huecos, madrigueras, estructuras artificiales) que favorecen la presencia de algunas especies. Sin embargo muchas veces los limitan otros elementos como la presencia de hojarasca, cadáveres, excrementos y restos orgánicos varios, frecuentemente retirados en los parques urbanos (Bohac, 1989, 1999).

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Investigar la capacidad de los coleópteros depredadores y saprófagos de las familias Carabidae, Cholevidae, Histeridae, Silphidae y Staphylinidae, como indicadores de presión urbana en gradientes desde núcleos urbanos al entorno rural.

2.2. Objetivos específicos

1. Identificar las especies de coleópteros de las familias estudiadas en los ambientes urbanos, periurbanos y rurales de Gijón y León.

2. Estudiar la abundancia, riqueza específica y diversidad como parámetros útiles para evaluar los efectos de la urbanización sobre las comunidades de coleópteros.

3. Observar y analizar las variaciones en cuanto a composición y estructura de las comunidades de coleópteros en un gradiente ciudad-campo.

4. Comprobar si los datos obtenidos en el estudio apoyan las hipótesis de la perturbación intermedia (IDH, Conell, 1978), de la perturbación creciente (Gray, 1989), de los especialistas del hábitat (HSH, Magura et al., 2004) y de las especies oportunistas (OSH, Gray, 1989).

5. Identificar patrones comunes en la variación de los parámetros investigados en diferentes núcleos urbanos y diferentes regiones biogeográficas.

3 ÁREAS DE ESTUDIO

Los muestreos de coleópteros se realizaron en el entorno de dos núcleos urbanos, Gijón y León, seleccionando en cada urbe tres parques urbanos, un área periurbana industrial y un área rural cercana, con un diseño en gradiente.

3.1. Descripción de los entornos urbanos

La elección de dos ciudades y sus entornos, muy diferentes en cuanto a ubicación geográfica, tamaño, desarrollo urbano, clima y vegetación, pretende investigar el posible impacto de la presión antrópica asociada a las ciudades, buscando patrones comunes en diferentes áreas geográficas, que teóricamente presentarán diferencias en cuanto a la composición específica de sus comunidades de coleópteros nativas.

3.1.1. Núcleo urbano de Gijón

Gijón es una villa ubicada en la costa del mar Cantábrico en la comunidad autónoma del Principado de Asturias, sobre una rasa litoral dentro de la vertiente hidrográfica cantábrica, en una bahía dividida por la península de Cimadevilla. Su clima es oceánico fresco, con abundantes precipitaciones desde el otoño al inicio de la primavera, con veranos cálidos e inviernos suaves. La precipitación media anual es de 1.041 mm, con un descenso acusado en los meses de verano, y la temperatura media es de 14ºC sin grandes oscilaciones (Figura: 3.1.1). La clasificación biogeográfica la sitúa en la región Eurosiberiana, provincia Atlántica Europea, subprovincia Cantabroatlántica, sector Galaico Asturiano y distrito Ovetense. En este distrito fueron realizados todos los muestreos.

La población urbana actual tiene su origen en una fortificación romana en la península de Cimadevilla de alrededor de 2.000 años de antigüedad. Su población supera los 275.000 habitantes en un municipio de 181 Km^2 y se encuentra en el área urbana

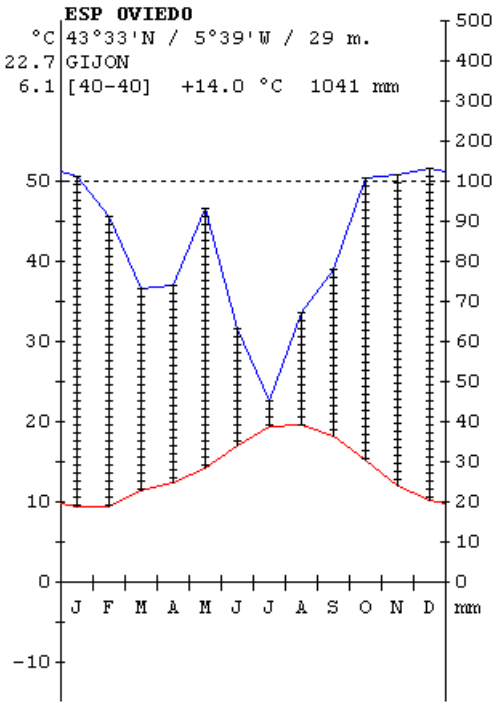


Figura 3.1.1: Gijón. Diagrama ombrotérmico (Worldwide Bioclimatic Classification, 1996-2015).

Cuadro 3.1.1: Gijón: Coberturas simples artificiales en el municipio de Gijón (Ministerio de Fomento, 2012)

TIPO DE OCUPACIÓN DEL SUELO EN GIJÓN	**Porcentaje en %**
Edificación	28,32
Zona verde artificial y arbolado urbano	10,60
Lámina de agua artificial	0,58
Vial, aparcamiento, zona peatonal sin vegetación	29,80
Suelo no edificado	12,10
Otras construcciones	3,99
Zonas de extracción o vertido	8,92
Coberturas simples artificiales	100,00
% coberturas simples artif. sobre sup. del ámbito	25,62

denominada Asturias (Ministerio de Fomento, 2012), con más de 835.000 habitantes. Con datos de esta misma publicación, en el cuadro 3.1.1 se muestran las cifras de ocupación del suelo. En estos datos se observa que existe un 10,60 % de zonas verdes y arbolado urbano, que son las áreas donde se realizaron los muestreos.

3.1.1.1. Áreas de muestreo en Gijón

Parque del Cerro de Santa Catalina (Figura 3.1.2)

Tiene una superficie de unos 66.000 m^2 y fue ajardinado en 1989 a partir de un recinto de uso militar. Se encuentra bastante aislado del entorno rural del municipio, pues es la parte norte de la península de Cimadevilla, estando limitado por acantilados hacia el mar y por el barrio de Cimadevilla en el sur. Este es el barrio más antiguo de la villa y se supone urbanizado desde la época romana, por lo que el aislamiento significativo de esta zona verde por parte del casco urbano se remonta posiblemente a varios siglos. El diseño del parque aprovecha las estructuras militares preexistentes y presenta césped en amplias superficies abiertas con algunas manchas de arbustos con cierto porte como higueras o aligustres, junto a formaciones más bajas a modo de setos. No hay zonas de parterre, aunque se aprovecharon áreas con la tierra trabajada en algunas parcelas de *Hebe* sp. En este promontorio existe un acuífero que mana en una fuente y en parte de una de las laderas, generando un ambiente húmedo incluso en épocas estivales con cierta escasez de precipitaciones. La influencia marina es importante, pero existen zonas muy bien protegidas en la parte sur del promontorio. De las antiguas instalaciones militares quedan restos de búnkers formando una red de galerías subterráneas abandonadas y cerradas al público, que proporcionan un hábitat interesante para muchos artrópodos.

Parque de Isabel la Católica (Figura 3.1.3)

Iniciada su construcción en 1941 cuenta con más de 141.000 m^2 de superficie que fueron construidos sobre una zona pantanosa de marismas del río Piles. Este parque es muy diverso en cuanto a microambientes, con una zona de jardín de estilo francés, una alameda con césped, dos lagos y un canal con una importante cantidad de aves acuáticas domésticas y salvajes, contrucciones para servicios y equipamientos, abundante arbolado muy diverso, así como setos y arbustos. Este parque se encuentra a las orillas del río Piles que, si bien éste se encuentra encauzado por muros de hormigón en este tramo, hasta prácticamente la entrada en el parque conserva una ribera más naturalizada con un parque fluvial y equipamientos deportivos. La esperada función de corredor de fauna podría estar limitada por estas intervenciones,

Figura 3.1.2: Parque del Cerro de Santa Catalina

pero se mantiene en parte hasta la entrada en el parque. Esta función de corredor ecológico lineal, puede serlo, sobre todo, para una flora y faunas muy específicas, más dependientes del agua (MOPT, 1991), pero también podría serlo para la fauna terrestre. Este parque resulta muy diverso en cuanto a microhábitats por la elevada diversidad de ambientes que generan su diseño y estructuras.

Figura 3.1.3: Parque de Isabel La Católica

Parque de Los Pericones (Figura 3.1.4)

Este parque fue construido en torno a un cementerio clausurado (El Sucu, Ceares) sobre antiguos campos de cultivo y praderías. Se ubica en el límite de la ciudad e inicialmente contó con 160.000 m^2, que se han ampliado a más de 332.000 m^2 sobre la colina de Los Pericones. Este parque mantiene parte del arbolado, así como algunas sebes de las fincas agrícolas originales. Es un espacio verde con amlias zonas de

césped con una importante plantación de arbolado adehesado además del existente, una pequeña zona húmeda procedente de un manantial y construcciones de servicio. Anexos se encuentran dos campos de fútbol y algunas huertas. Este es el parque que se supone con menor presión urbana por su situación y además conserva una buena parte de la vegetación original previa a la urbanización.

Figura 3.1.4: Parque de Los Pericones

Polígono industrial Somonte-Ensidesa (Figura 3.1.5)

Se ubica junto a la siderurgia de Gijón, antiguamente denominada Ensidesa (nombre que se mantendrá para identificar este área en el estudio). Presenta suelos afectados por la urbanización del polígono, los movimientos de tierras y los efectos de las emisiones de la intensa actividad industrial de esta zona. La vegetación pionera en el estrato herbáceo va ocupando los suelos desnudos y en fases más avanzadas aparecen arbustos y árboles cubriendo parte del terreno. La superficie sobre la que se muestreó ocupa unos 50.000 m^2 del suelos industriales, parte de ellos con el suelo desnudo o con escombreras, otros con cubierta de plantas herbáceas o con árboles y arbustos.

Área rural: Fontaciera (Figura 3.1.6)

Localidad de la parroquia de Cenero, concejo de Gijón, al sur de la villa. Es un entorno dominado por un paisaje parcheado de pastos, pequeñas huertas de autoconsumo y pomaradas tradicionales, cuyas fincas suelen estar separadas por sebes o setos vivos y las construcciones humanas se encuentran dispersas y bien integradas en el paisaje. La ganadería, sobre todo de vacuno, es tradicional en todo el territorio, lo cual puede favorecer la presencia de saprófagos. La parcela muestreada es de unos

Figura 3.1.5: Polígono industrial Somonte-Ensidesa

10.000 m^2 y en ella existe un huerto de autoconsumo, una pomarada tradicional (manzanos adehesados de gran porte) y pastos abiertos, con presencia de sebes en los límites e internamente. Esta parcela se ubica en un entorno de fincas privadas que mantienen la misma estructura del paisaje, la limitación en la superficie muestreada es consecuencia de que la propiedad donde se nos permitió muestrear es de ese tamaño.

Figura 3.1.6: Fontaciera

En el Cuadro 3.1.2 se indican los valores de cobertura vegetal de cada área de muestreo. En él se ve que existen diferencias en cuanto a la cobertura arbórea y arbustiva en los parques urbanos. Esto se debe a los diferentes estilos de jardinería con que se han diseñado principalmente.

Cuadro 3.1.2: Gijón: Coberturas vegetales de las áreas de muestreo calculadas con el software COBCAL (Ferrari et al., 2008)

Área de muestreo	Cobertura arbolado/arbustivo	Cobertura vegetal total
Cerro Santa Catalina	15 %	80 %
Isabel la Católica	46 %	69 %
Pericones	8 %	73 %
Ensidesa	40 %	67 %
Fontaciera	25 %	95 %

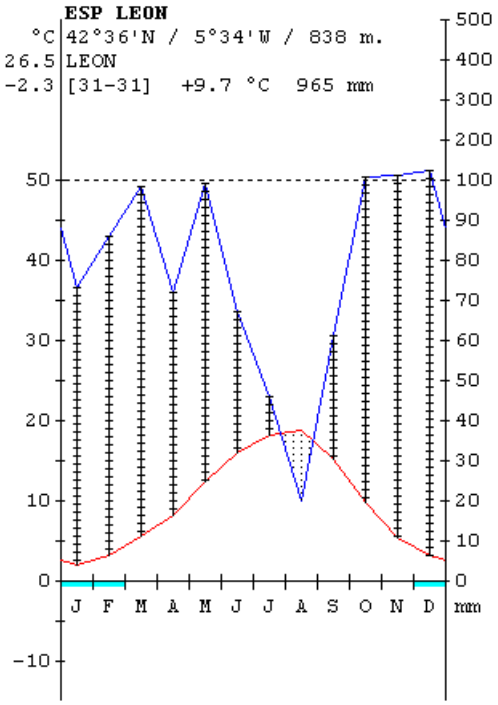


Figura 3.1.7: León: Diagrama ombrotérmico (Worldwide Bioclimatic Classification, 1996-2015).

3.1.2. Núcleo urbano de León

León es una ciudad con algo más de 130.000 habitantes en un municipio de 39 Km^2, capital de la provincia de León (NO España), en un área urbana de cerca de 200.000 habitantes (Ministerio de Fomento, 2012). Su fundación está vinculada al establecimiento de un campamento militar romano hacia el 29 a.C. y se ubica en una terraza fluvial cercana a la confluencia de los ríos Bernesga y Torío, a una altura de 840 m.s.n.m.. El clima es mediterráneo continental, con veranos suaves (cuadro3.1.7). Biogeográficamente se ubica en la región Mediterránea, subregión Mediterránea Occidental, provincia Mediterránea Ibérica Central, subprovincia Carpetano-Leonesa, sector Leonés, distrito Planoleonés.

Cuadro 3.1.3: León: Coberturas simples artificiales en el municipio de León (Ministerio de Fomento 2012)

TIPO DE OCUPACIÓN DEL SUELO EN LEÓN	Área urbana en %	Municipio León en %
Edificación	24,46	27,78
Zona verde artificial y arbolado urbano	14,93	16,61
Lámina de agua artificial	0,39	0,24
Vial, aparcamiento, zona peatonal sin vegetación	25,20	28,53
Suelo no edificado	33,33	25,35
Otras construcciones	0,93	1,28
Zonas de extracción o vertido	0,75	0,21
Coberturas simples artificiales	100,00	100,00
% coberturas simples artif. sobre sup. del ámbito	13,32	49,64

Las cifras de ocupación del suelo se muestran en el cuadro 3.1.3, según el informe Áreas urbanas +50 (Ministerio de Fomento, 2012).

En León las zonas verdes artificiales suponen un 16,61 %, lo cual es un porcentaje superior a Gijón. El porcentaje de coberturas simples artificiales es de un 49,64 %, prácticamente la mitad del municipio, mostrando un grado de urbanización importante. Pero en este caso hay que tener en cuenta el área urbana, ya que el municipio de León tiene menos superficie que el de Gijón y administrativamente se circunscribe a poco más que el límite del casco urbano. Mientras las áreas industriales y rurales en Gijón se encuentran dentro de su municipio, en León, Vilecha y Santovenia de la Valdoncina son municipios limítrofes, pero incluidos en el área urbana.

3.1.2.1. Áreas de muestreo en León

Parque de los Reyes de España (Figura 3.1.8)

Este parque ocupa una superficie de 19.040 m² y fue ajardinado en 1982 sobre unos terrenos que antaño fueron utilizados como mercado de ganados. Es un parque llano, de disposición geométrica, con setos periféricos y una buena representación de arbolado exótico ornamental junto con alguna especie autóctona. Tiene varias pequeñas superficies de parterres y césped bajo las parcelas con arbolado, junto a instalaciones de servicios y dos construcciones de uso comunitario.

Figura 3.1.8: Parque de Los Reyes de España

Parque de Quevedo (Figura 3.1.9)

Con una superficie de 48.042 m², se construyó en varias fases entre 1978 y 1982, ocupando en gran medida un vivero dedicado a la cria de plantas para los márgenes de carreteras. Esto determina la estructura de esta zona verde que ya antes de ser un parque era un vivero y por lo tanto presenta ejemplares de cierta antigüedad. A esto se le añade la presencia de animales como pavos reales, patos domésticos, gallinas de Guinea o cisnes que aprovechan un pequeño estanque, con el consiguiente aporte de excrementos y la presencia de nidos, lo que favorece la presencia de saprófagos. Este parque se ubica junto al río Bernesga, que presenta cierta franja de vegetación y ajardinamiento en su longitud, además de jardines lineales en el límite de la zona urbanizada en muchos tramos. Este hecho hace presuponer que podría actuar como corredor ecológico lineal, y aunque puede serlo para una flora y faunas muy específicas, más dependientes del agua (MOPT, 1991), también podría serlo para la fauna terrestre. El parque es muy variado en cuanto a estructuras, con el mencionado estanque, parterres, setos, césped con arbolado y algunas construcciones de servicio. La vegetación es también variada, pues a la ya existente como vivero, se le añadieron más plantas ornamentales.

Parque de La Granja (Figura 3.1.10)

Inaugurado en 1985, con una superficie de 98.000 m², está situado en el límite de la ciudad. Posee amplias zonas de césped arbolado y otras dedicadas a instalaciones deportivas, como campos de fútbol, zonas de juego, alguna parcela de parterres y

Figura 3.1.9: Parque de Quevedo

Figura 3.1.10: Parque de La Granja

setos rodeando el perímetro. Este parque al encontrarse en el límite del casco urbano, se le supone sometido a una menor presión de la ciudad, aunque se encuentre cercado por una vía rápida de circunvalación.

Polígono Industrial de León, Vilecha (Figura 3.1.11)

Área industrial en el sur de la ciudad, donde se ubican industrias de biotecnología y vidrieras además de naves industriales varias. Se seleccionó una zona con setos, terreno cubierto por herbáceas pioneras con vegetación arbustiva incipiente y otro terreno desnudo a causa de los movimientos de tierras propios de este tipo de instalaciones. Este área ocupa unos 50.000 m^2.

Figura 3.1.11: Polígono Industrial de Vilecha

Área rural: Santovenia de la Valdoncina (Figura 3.1.12).

Área rural de un municipio anexo al de León. Este área de muestreo ocupa unos 10.000 m^2 y se ubica en terrenos del pueblo de Santovenia con huertas de autoconsumo, praderas con sebes y arbolado disperso y alguna edificación. Es un típico paisaje rural de las Tierras de León con parcelas de minifundio y cierta diversidad estructural.

En el cuadro 3.1.4 se indican los valores de cobertura vegetal de cada área de muestreo. Como se observa, todos los parques de León tienen en general una buena cobertura arbórea y vegetal.

Figura 3.1.12: Santovenia de la Valdoncina

Cuadro 3.1.4: León: Coberturas vegetales de las áreas de muestreo calculadas con el software COBCAL (Ferrari et al., 2008)

Área de muestreo	Cobertura arbolado/arbustivo	Cobertura vegetal total
Reyes	41 %	67 %
Quevedo	55 %	90 %
La Granja	36 %	81 %
Vilecha	9 %	64 %
Santovenia	49 %	91 %

4 METODOLOGÍA

4.1. El muestreo

4.1.1. Diseño del muestreo

Cualquier diseño de muestreo debe estar orientado a obtener los datos necesarios para cumplir los objetivos marcados en el trabajo a desarrollar. A partir de este propósito, se deben tener en cuenta los recursos materiales, el tiempo disponible y las posibilidades que ofrece el territorio donde se va a muestrear. Con todo ello se diseñará un muestreo, más que perfecto, posibilista.

En el caso que nos ocupa, el muestreo pretendió capturar una muestra representativa de varias familias y una subfamilia de coleópteros. Los grupos fueron seleccionados atendiendo a su facilidad de captura y su relativa facilidad de determinación, ya que el trabajo no es faunístico, sino que pretende investigar sobre una aplicación práctica del estudio de las comunidades de seres vivos, como es la bioindicación.

4.1.1.1. Diseño espacial del muestreo

Los muestreos de coleópteros se realizaron en el entorno de dos núcleos urbanos, Gijón y León, seleccionando en cada ciudad tres parques urbanos, un área periurbana industrial y un área rural cercanas. En total cinco áreas de muestreo en cada localidad.

Cada uno de los espacios muestreados tiene una estructura paisajística similar. Esto no es casual, puesto que se buscó comparar las comunidades de coleópteros entre áreas ubicadas formando un gradiente de intensidad de urbanización, pero procurando que no hubiera influencias significativas de otras variables ambientales derivadas de una estructura paisajística diferente. Dado que en los parques urbanos de estas

dos ciudades no encontramos superficies de pradería, arbolado o terrenos cultivados (parterres) con un tamaño suficiente como para muestrear evitando el efecto de borde, se optó por elegir terrenos periurbanos y rurales semejantes a los parques en estructura. La heterogeneidad y diversidad estructural en áreas urbanas se ha vinculado a diferencias en cuanto a biodiversidad (Young & Jarvis, 2001) de manera que se procuró, en la medida de lo posible, que las áreas muestreadas presentaran una estructura similar, para centrarse en las diferencias en cuanto al grado de urbanización. De esta manera, para cada núcleo urbano se establecieron cinco áreas con una vegetación estructurada en forma de mosaico, con las siguientes características generales:

- Zonas de pradería, parcelas de césped en parques y polígonos industriales o prados o pastos en el entorno rural, con pequeñas manchas arboladas o árboles dispersos.

- Sebes o setos vivos, presentes en todas las zonas aunque menos desarrollados en los polígonos industriales muestreados.

- Pequeñas zonas cultivadas o con el suelo removido, como parterres en parques urbanos, pequeñas huertas en áreas rurales y parcelas donde se realizaron movimientos de tierras en zonas industriales.

En cada caso hubo que adaptarse a las condiciones que el entorno permitía y se asume que el manejo tanto de la vegetación como de los suelos presenta ciertas diferencias. Las áreas elegidas con estos criterios fueron las siguientes en cada núcleo urbano:

1. Un parque urbano relativamente aislado por el crecimiento de la ciudad: parque del Cerro de Santa Catalina, en Gijón y parque de Los Reyes, en León.

2. Un parque urbano rodeado por la ciudad, pero cercano a un río, el cual puede actuar como corredor ecológico (Angold et al., 2006; Botkin & Beverigde, 1997; Ranta et al., 2015; Säumel & Kowarik, 2010; Vergnes et al., 2012) y reducir el grado de aislamiento: parque de Isabel la Católica, en Gijón y parque de Quevedo, en León.

3. Un parque urbano ubicado en el límite de la ciudad, cercano a zonas no urbanizadas: parque de Los Pericones, en Gijón y parque de La Granja, en León.

4. Ajardinamientos o solares con vegetación en un polígono industrial periurbano: polígono siderúrgico de Somonte, en Gijón (zona de la antigua Ensidesa) y polígono de Vilecha, en León.

5. Un área rural cercana a la ciudad: Fontaciera (parroquia de Cenero), en Gijón y Santovenia de la Valdoncina, en León.

En cada área de muestreo se instalaron nueve trampas de caída, formando tres grupos de tres trampas. Cada grupo de tres trampas (unidades de trampeo) se ubicó respectivamente en un terreno de pradería, en un terreno con el suelo cultivado o removido y en una mancha de vegetación o un seto vivo.

4.1.1.2. Diseño temporal del muestreo

Se realizaron 18 muestreos en un periodo de dos años, cubriendo dos ciclos anuales. Para cada muestreo fueron necesarios dos días para colocar trampas: uno para colocarlas en Gijón y otro para colocarlas en León.

Las trampas se mantuvieron en el suelo durante 10 días, transcurridos los cuales se retiraban para su procesamiento posterior. Se esperaba un periodo de 30 días antes de volver a colocar las trampas del siguiente muestreo. Dado que los parques estudiados, en especial los más aislados del entorno de la ciudad (Cerro de Santa Catalina, Isabel la Católica, parque de Los Reyes, Quevedo), tienen una superficie limitada, se intentó evitar que un muestreo más intensivo pudiera influir significativamente en las capturas posteriores. Las fechas de recogida de las trampas fueron como se muestra en el cuadro 4.1.1.

4.1.2. Métodos para la captura de coleópteros

Los métodos de captura de artrópodos suelen clasificarse en dos tipos: métodos basados en un sistema de trampeo y métodos de otra naturaleza (mangueo, extracción con Berlese, vareo con paraguas japonés, etc.). Dentro de los sistemas de trampeo se pueden encontrar trampas activas, que son aquellas que atraen a los ejemplares mediante algún elemento (luz, cebos, colores) o bien trampas pasivas o de intercepción, que no interfieren en la actividad de los artrópodos objetivo (De Mas, 2007).

En este muestreo se emplearon trampas de caída cebadas o trampas Pitfall (Figura 4.1.1). Estas son apropiadas para artrópodos edáficos y el cebo dependerá del grupo que queramos capturar, en este caso coleópteros saprógagos-necrófagos y depredadores no especializados. Las trampas fueron cebadas unas con hígado, otras con cerveza y finalmente otras conteniendo solo agua con conservante (formol). Cada trampa consistió en un bote de vidrio de 7 cm de diámetro de boca, que

Cuadro 4.1.1: Fechas de recogida de trampas.

Muestreo 1	21-22 de mayo de 1997
Muestreo 2	30 de junio-1 de julio de 1997
Muestreo 3	8-9 de agosto de 1997
Muestreo 4	17-18 de septiembre de 1997
Muestreo 5	27-28 de octubre de 1997
Muestreo 6	6-7 de diciembre de 1997
Muestreo 7	15-16 de enero de 1998
Muestreo 8	24-25 de febrero de 1998
Muestreo 9	5-6 de abril de 1998
Muestreo 10	15-16 de mayo de 1998
Muestreo 11	24-25 de junio de 1998
Muestreo 12	3-4 de agostode 1998
Muestreo 13	5-6 de septiembre de 1998
Muestreo 14	15-16 de octubre de 1998
Muestreo 15	24-25 de noviembre de 1998
Muestreo 16	3-4 de enero de 1999
Muestreo 17	12-13 de febrero de 1999
Muestreo 18	24-25 de marzo de 1999

era enterrado con el borde de su abertura a ras de suelo. Estos botes se cubrían con algún elemento recogido en el entorno, si era posible, como piedras planas, trozos de corteza de árbol, trozos de teja o similares; elevados sobre piedras o ramas y ligeramente inclinados para proteger el contenido de los botes de la lluvia y el sol. El uso de elementos recogidos en el entorno, siempre que era posible, tenía el objetivo adicional de camuflar las trampas y esconderlas a la vista, ya que tanto parques urbanos y en menor medida las zonas industriales y rurales, son lugares de intensa actividad humana. Las ubicaciones exactas de las trampas en casi todos los casos estuvo condicionada por las posibilidades que ofrecía el entorno y los acuerdos con los responsables de jardinería y propietarios de las fincas y las recomendaciones que éstos nos realizaron para que las trampas no sufrieran daños y no supusieran una molestia para su trabajo.

Los tres tipos de trampas tenían las siguientes características:

- Trampa cebada con hígado: se introdujo un trozo de unos 25 gr de hígado de cerdo, colocado sobre un lecho de ramillas, y se añadió un poco de agua para favorecer su descomposición rápida. El bote se cerró con una tapa de rosca agujereada con aberturas de un tamaño suficiente para permitir la entrada de los coleópteros, pero para disuadir y dificultar el acceso a la carne de otros animales de mayor tamaño, principalmente perros, gatos o zorros. Esta trampa pretendió capturar sobre todo saprófagos-necrófagos como sílfidos o algunos

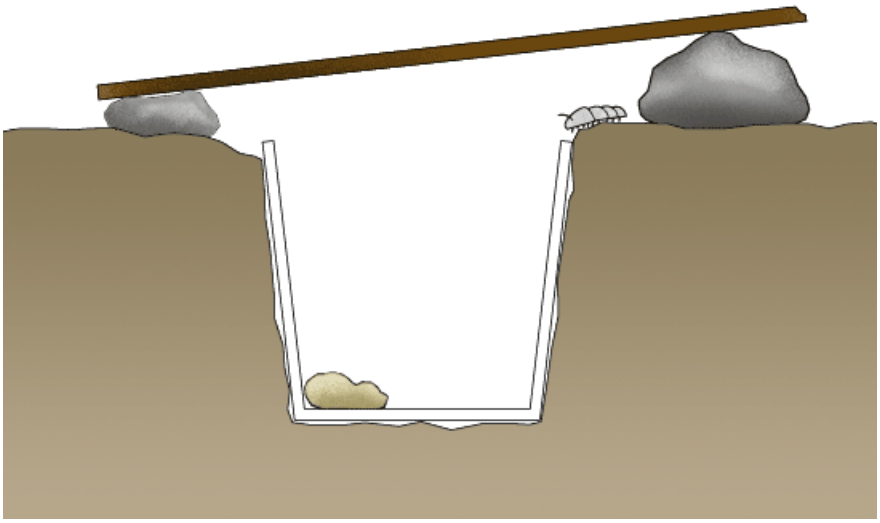


Figura 4.1.1: Esquema de trampa pitfall.
Fuente: BBC website:
<http://www.bbc.co.uk/bitesize/standard/biology/biosphere/investigating_an_ecosystem/revision/3/>

cholévidos y depredadores que son atraídos por cadáveres como son los histéridos y algunos estafilínidos y carábidos necrófilos. Las trampas cebadas con carne en descomposición se consideran un método adecuado para la captura de coleópteros utilizado con éxito en Staphylinidae (Hanski y Hammon, 1986; Márquez, 2003)

- Trampa cebada con cerveza: se llenó cada bote hasta una altura de dos tercios con cerveza y una pequeña cantidad de formol como conservante. Estas trampas se colocaron para capturar coleópteros depredadores y detritívoros que pueden ser atraídos por líquidos alcohólicos fermentados, como son los carábidos, estafilínidos y algunos cholévidos. Respecto a los líquidos fermentados, Santamaría (1990) estudió la rentabilidad de trampas cebadas con vino respecto a las cebadas con cerveza, encontrando que no existen diferencias significativas entre ambas, lo cual indica que no es relevante el tipo de líquido con fermentación alcohólica que utilicemos.

- Trampa con agua: esta trampa se rellenó con agua hasta la altura de dos tercios con una pequeña cantidad de formol como conservante. El objeto de esta trampa era la captura de ejemplares que no se vieran atraídos por las trampas cebadas, actuando como trampa neutra. No obstante existe la posibilidad de que en períodos de sequía la existencia de un punto de agua pueda atraer insectos en busca de este recurso.

Se instalaron baterías de tres trampas formando un triángulo de unos dos metros

de lado como norma general, pero adaptándose a las condiciones del terreno. Cada una de estas baterías estaba formada por una trampa cebada con cerveza, otra con hígado y otra conteniendo agua. En cada área de muestreo se instalaron a su vez tres baterías separadas unos 25 metros entre sí, de manera que en cada parque, área industrial o área rural había 9 trampas de caída en total.

Para los cálculos se consideraba cada batería de tres trampas diferentes como una unidad de trampeo y se sumaron las capturas de cada unidad como si de una sola trampa se tratase.

Las trampas, una vez instaladas, se recogían a los 10 días y se esperaba 30 días hasta la siguiente instalación, de manera que se colocaban cada 40 días. Con esto se pretendió no alterar significativamente las poblaciones de coleópteros con el muestreo, ya que en los casos de parques más aislados se temía que las especies con menor movilidad, no se recuperaran adecuadamente si se realizaba una colecta más intensiva.

4.1.3. Algunas consideraciones acerca de las trampas Pitfall en estudios entomológicos

Este método de trampeo es uno de los más utilizados en estudios de coleópteros epiedáficos (Spence & Niemelä, 1994; Ausden, 1996, Southwood & Henderson, 2000). Estas trampas son de uso sencillo, baratas, requieren poco trabajo, capturan un gran número de ejemplares y un amplio rango de taxones (Ward et al., 2001). Pero existen varios factores que producen sesgos que afectan al número de taxones capturados y a su abundancia (Greenslade, 1964; Niemelä et al. 1986; Topping & Sutherland 1992, Spence and Niemelä, 1994; Mommertz et al., 1996), que se resumen en factores relacionados con la técnica de trampeo (diámetro, material de que estan hechas, uso de cebos o conservantes), factores relativos al hábitat muestreado (estructura, propiedades del suelo) y características de las especies a capturar (tamaño, actividad, posibilidad de ser capturado). También se ha observado que la distancia entre trampas puede tener influencia en la riqueza específica de muestras de coleópteros (Ward et al., 2001) y que el tamaño de la trampa puede influir en las capturas (Work et al., 2002). Se ha considerado que evalúan la actividad (o densidad de actividad) más que la densidad absoluta de la población estudiada (Southwood, 1994).

Su uso ha sido discutido por algunos autores (Greenslade, 1964; Southwood, 1994) argumentando que los muestreos con trampas de caída no proporcionan una medida

real de la densidad de las poblaciones de artrópodos ni de la composición específica. Aunque posteriormente Baars (1979), con datos experimentales y simulaciones de ordenador, demostró que las trampas Pitfall podían proporcionar medidas relativas de las poblaciones de carábidos si se realizaban muestreos continuos. Por otro lado las trampas de caída solo pueden representar correctamente la abundancia relativa de las especies si la actividad entre estas es constante a lo largo del tiempo (Topping & Sunderland 1992), por lo que se recomienda que el muestreo abarque todo un ciclo anual al menos.

Aun con inconvenientes, los muestreos con trampas Pitfall, cuando se realizan correctamente, nos informan sobre la composición de especies de una comunidad y permiten la comparación entre diferentes áreas de un territorio (De Mas, 2007). Greenslade & Greenslade (1971), aunque consideraban preferibles las trampas simples, afirmaban que el uso de cebos podría ser de interés en áreas donde las densidades de artrópodos son bajas. Para el trabajo que se llevó a cabo en esta memoria, se consideró, a priori, que las densidades de artrópodos podrían ser bajas en parques urbanos de superficie limitada y más o menos aislados por zonas urbanizadas, por lo que se decidió utilizar trampas cebadas para asegurar cierto número de capturas.

4.2. Manejo y estudio de los ejemplares capturados

4.2.1. Conservación de los ejemplares

Tras la recogida de las trampas en sus ubicaciones, se procedió a limpiar y separar el material entomológico útil y se guardó en alcohol de 70º. Este trabajo se realizó rápidamente ya que las trampas, en especial las de hígado, pueden acabar estropeándose y deteriorando el material irreversiblemente. Posteriormente se seleccionaron los ejemplares de las familias de coleópteros a estudiar y se pasaron a viales con alcohol separándolos por grupos para poder determinarlos hasta el nivel de especie. Para el trabajo de determinación se utilizaron los ejemplares en alcohol directamente, pero en el caso de los estafilínidos además se requería la extracción, limpieza y preparación de las genitalias, tratándolas con ácido láctico y montándolas en laminillas de metacrilato transparente con resina DMHF. Tras esto, se anotaron los datos y se etiquetaron los viales o laminillas para su depósito como colección de comparación y referencia.

4.2.2. Identificación de los ejemplares

La determinación y consulta de datos acerca de los ejemplares capturados se realizó utilizando publicaciones especializadas en cada grupo y con la ayuda de algunos especialistas. Todo esto se detalla a continuación por familias:

- Familia Carabidae: Jeannel, 1941, 1942; Nègre, 1969; Español & Mateu, 1942; Serrano (2013a, 2013b); Ortuño & Marcos (2003), revisión por parte del Dr. Salgado Costas.
- Familia Cholevidae: Determinaciones de Dr. Salgado Costas y Salgado et al. (2008).
- Familia Histeridae: Yelamos, 2002.
- Familia Silphidae: Prieto-Piloña & Pérez-Valcarcel, 2002.
- Familia Staphylinidae: Coiffait, 1972, 1974, 1978; Outerelo & Gamarra, 1985; Gamarra & Outerelo, 2005, 2007, 2008a, b, c, 2009a, b, c, d, e, f, g; revisión por parte del Dr. Outerelo Domínguez.

Las publicaciones de referencia empleadas para la taxonomía de las especies citadas en el trabajo y en el anexo 1 son:

- Familia Carabidae: Serrano, 2013a, 2013b.
- Familia Cholevidae: Salgado et al., 2008.
- Familia Histeridae: Yélamos, 2002
- Familia Silphidae: Prieto-Piloña & Pérez-Valcarcel, 2002.
- Familia Staphylinidae, Subfamilia Staphylininae: Gamarra & Outerelo, 2008a.

4.3. Análisis de los datos

Los datos obtenidos tras la determinación de los ejemplares extraídos de las trampas se incluyeron en una base de datos en forma de hoja de cálculo. Sobre ellos se diseñaron y crearon nuevas tablas de datos agrupados de la manera más adecuada para cada tipo de análisis. En muchos casos, a partir de las hojas de cálculo, se

debieron crear archivos en formato .csv para poder utilizarlos en software como EstimateS o los paquetes de R.

En los análisis de diversidad y estadísticos realizados se agruparon los datos de las cinco familias de coleópteros por un lado y además se agruparon los de las familias de depredadores (carábidos, estafilínidos e histéridos, además de *Phosfuga atrata* en el caso de Gijón al ser una especie de sílfido depredadora especializada). Esto se debió a que en el número de ejemplares capturados, para determinadas familias, fue muy bajo en algunas áreas de muestreo dificultando algunos análisis. La agrupación proporcionaba una abundancia y número de especies más adecuados para realizar análisis más significativos respecto al gradiente urbano-rural propuesto.

4.3.1. Estudio de la abundancia

Para el estudio de la abundancia se construyeron, para cada familia de coleópteros, tablas de datos de doble entrada, de especies frente a áreas de muestreo en cada núcleo urbano, en total 5 tablas. Sobre estas tablas se analizaron los datos más relevantes en lo referente a abundancia de cada familia.

En cada familia también se estudiaron las abundancias estacionales tomando como referencia los 18 muestreos realizados (ver cuadro 4.1.1). El objetivo fue buscar diferencias en cuanto a la estacionalidad de las capturas de las diferentes familias de coleópteros, comparando cada área de muestreo en cada núcleo urbano. Para ello se construyeron gráficas a partir de los datos procesados utilizando el software Libreoffice Calc versión 5.0.2.2. El motivo es que Bohac (1999), encontró alteraciones en las dinámicas estacionales de los estafilínidos a medida que aumentaba la presión antrópica sobre sus comunidades, por lo cual se estimó oportuno estudiar las posibles diferencias en cuanto a abundancia estacional al nivel de familia para determinar si éste es un factor a considerar como indicador de presión urbana.

De modo adicional se estudiaron someramente las abundancias por tipo de trampa (hígado, cerveza o agua) para obtener algún dato sobre la eficacia del método empleado para la captura de ejemplares y evaluar si puede haber influído sobre el número de capturas.

4.3.1.1. Ajuste a los modelos de distribución de abundancias

Se realizó un ajuste de los datos de abundancia de las cinco familias agrupadas y de los datos de depredadores (carábidos, histéridos y estafilínidos) a los cuatro modelos

que se consideran para comunidades de seres vivos: modelo geométrico, modelo logarítmico, modelo normal logarítmico y modelo de la vara quebrada (Magurran, 1988, 2004; Moreno 2001). El ajuste a los modelos se realizó en cada núcleo urbano para cada área de muestreo utilizando el software PAST (Hammer, 2001).

Los modelos de distribución de abundancia se consideran también medidas paramétricas de la diversidad (Magurran, 2004) y su interpretación ecológica, según citan Moreno (2001) y Magurran (2004), es:

- Modelo de la serie geométrica: ocurre en ambientes pobres en especies o en estadios tempranos de una sucesión ecológica. Indica que hay unas pocas especies muy abundantes y el resto muy raras. Supone que las especies más dominantes ocupan una fracción grande del nicho y las otras ocupan el resto.

- Modelo de la serie logarítmica: la interpretación es similar a la geométrica, pocas especies abundantes y gran proporción de especies raras. Son comunidades pequeñas, sometidas a estrés, o comunidades de especies pioneras. Pero la ocupación del nicho en este caso es aleatoria.

- Modelo de distribución normal logarítmica o log-normal: debido a que hay gran número de factores aleatorios que determinan el número de individuos por especie, éstos presentan una distribución normal y ésto supone que son comunidades grandes o estables en equilibrio. Habrá muchas especies con abundancias intermedias y unas pocas abundantes. En teoría la mayoría de las comunidades naturales se ajustan a este modelo.

- Modelo de la vara quebrada o "broken stick": se encuentra en comunidades con una distribución uniforme, siendo todas especies igualmente abundantes y con elevada equitatividad. Supone que la partición de un solo eje del nicho, aleatoria y simultáneamente, condiciona la abundancia relativa de las especies. Esto conlleva una fuerte competencia y una segregación de especies por lo que no existe superposición del nicho. Es un modelo raro en la naturaleza.

En el caso de las comunidades de coleópteros capturados en un gradiente urbano-rural, el ajuste a un determinado modelo de distribución de abundancia a lo largo de ese gradiente, puede ser indicativo del grado de estrés ambiental producido por la presión urbana sobre esas comunidades.

4.3.1.2. Análisis estadístico de la abundancia en el gradiente urbano-rural

Se llevó a cabo un análisis de la abundancia en el gradiente mediante modelos lineales generales (GLM) para comprobar si hay relación entre los valores de abundancia y el gradiente estudiado. Para ello se analizaron las abundancias del total de familias y de cada familia por separado, así como de las especies que al menos fueron capturadas en 7 de los 15 emplazamientos de las unidades de trampeo en cada núcleo urbano. Los GLM se llevaron a cabo con el software estadístico R (R Development Core Team, 2005). La estructura del modelo fue: Variable de respuesta (Abundancia) $\sim$ Área de muestreo + error.

4.3.2. Estudio de la diversidad

La diversidad alfa fue definida por Whittaker (1972) como la riqueza de especies de una comunidad a causa de procesos evolutivos. La diversidad, entonces, se puede medir de forma sencilla como la riqueza de especies en un lugar y en un momento dado. Pero, aunque la riqueza por sí sola es una medida de diversidad muy útil, cada especie no tiene el mismo peso en una comunidad o una muestra, de manera que se puede tener en cuenta la estructura de la comunidad considerando dos factores simultáneamente: la riqueza de especies y la importancia relativa de cada especie (Whittaker, 1972). Teniendo en cuenta estos dos factores, se han desarrollado numerosos métodos, sin que se haya llegado a consensuar una medida o grupo de medidas universalmente aceptadas. La consecuencia es que se ha estado estimando la diversidad con medidas de riqueza específica, con índices, funciones de acumulación y rarefacción o métodos no paramétricos de estimación (Magurrán, 1988, 2004; Moreno, 2001).

Aun así, los índices de diversidad son una metodología ampliamente utilizada en trabajos de investigación sobre comunidades de insectos, por lo que es posible realizar comparaciones entre estudios similares si aplican los mismos índices. Además proporcionan medidas ecológicas fáciles de calcular y rápidas. Pero también existen algunos inconvenientes, como que solo pueden ser utilizados para realizar comparaciones entre lugares o dentro de un lugar en diferentes épocas y que los índices de diversidad son solo artificios estadísticos que no tienen un significado biológico intrínseco, por lo que el uso de diferentes índices con los mismos datos puede dar lugar a conclusiones dispares (Belausoff, 2003). Esto nos indica que debemos ser cautos a la hora de interpretar los resultados y contrastarlos con el resto de datos recogidos en la investigación.

Whittaker (1972) también definió la diversidad beta como el grado de reemplazo de especies o cambio biótico de la composición de especies (o diversidad alfa) entre diferentes comunidades en un gradiente ambiental. Se puede medir como el reemplazo de especies entre dos muestras y se basa en proporciones y diferencias (Magurran, 1988). La diversidad beta puede medirse entre comunidades de hábitats diferentes o en la misma comunidad en diferentes periodos de tiempo (De Mas, 2007). Esta diversidad se ha evaluado con índices de diversidad beta, con coeficientes de similitud, de disimilitud o con distancias entre las muestras a partir de datos cualitativos o cuantitativos (Moreno, 2001).

En este trabajo se han utilizado diversos métodos de cálculo y estimación de la diversidad alfa con la finalidad de evaluar su utilidad como indicadora de presión urbana sobre las comunidades de coleópteros estudiadas. Dada la naturaleza de los datos, se realizaron los cálculos para el conjunto de todas las familias de coleópteros, por una parte, y, por otra, de las familias de coleópteros depredadores: carábidos, estafilínidos e histéridos, a los que se añadió en el caso de Gijón a *Phosfuga atrata*, sílfido depredador específico de caracoles. Las familias con saprófagos-necrófagos (cholévidos y sílfidos) por separado contaban con poca abundancia y pocas especies como para obtener resultados significativos en los cálculos de diversidad.

También se ha utilizado el índice de complementariedad de Colwell & Coddington como medida de las similitudes o diferencias entre las distintas áreas de muestreo dentro del gradiente.

4.3.2.1. Riqueza específica

La medida de la riqueza específica es la forma más sencilla de medir la biodiversidad ya que solo se basa en el número de especies, pero sin considerar la importancia de éstas (Moreno, 2001), de ahí que se utilicen frecuentemente otros métodos como los índices basados en la riqueza. Existen varios índices sencillos que se calculan a partir del número de especies (S) y el número total de individuos (N). Pero también existen otros métodos para estimar la riqueza a partir de modelos paramétricos como las curvas de acumulación y no paramétricos, como los estimadores de riqueza. Todas estas medidas suelen ser dependientes del esfuerzo de muestreo, por lo que es conveniente que, para realizar comparaciones, el esfuerzo sea similar (De Mas, 2007).

En este trabajo se realizaron medidas de riqueza mediante el valor de riqueza absoluta y la útilización de índices. Además se utilizaron estimadores de riqueza con curvas de acumulación de abundancia y estimadores no paramétricos.

4.3.2.1.1. Índices de riqueza Completan la información del valor de riqueza específica (S), además de ser sencillos de calcular. Se calcularon tres índices: el índice alfa de Williams basado en el modelo logarítmico de distribución de abundancias, el de Margalef y el de Menhinick. El principal problema de los índices de Margaleff y Menhinick es que dependen del tamaño de la muestra (De Mas, 2007), a diferencia del índice alfa que es independiente del mismo, lo cual puede condicionar las comparaciones.

Los índices fueron calculados con el software EstimateS (Colwell, 2013) y PAST (Hammer et al., 2001).

- Índice de Margalef

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{lnN}$$

- Índice de Menhinick

$$D_{mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

- Índice alfa de Williams

$$S = \alpha ln\frac{1+N}{\alpha}$$

4.3.2.1.2. Estimadores de la riqueza de especies Se han aplicado dos métodos de estimación de la riqueza: extrapolación a partir de curvas de acumulación de especies y el uso de estimadores no paramétricos.

Extrapolación de curvas de acumulación de especies

Las curvas de acumulación de especies representan el número acumulado de especies recolectadas en función del esfuerzo de muestreo (Colwell & Coddington, 1994). Las curvas de acumulación fueron calculadas para cada área de muestro en cada núcleo urbano utilizando como unidad de esfuerzo las 18 fechas de muestreo. Para el cálculo de los valores de acumulación se utilizó el software EstimateS (Colwell, 2013) y fueron ajustadas al modelo de Clench para realizar la estimación de la riqueza mediante el software SigmaPlot (versión 12.0 Systat Software, 2011).

El modelo de Clench es un modelo asintótico derivado de la ecuación de Michaelis-Menten que es capaz de estimar la riqueza de especies de una comunidad a partir del esfuerzo de muestreo. El valor de riqueza es el punto en el que se alcanza la asíntota. Tras realizar los cálculos se obtienen dos parámetros a y b, (a, ordenada

en el origen, es la tasa de incremento de especies al inicio del muestreo; b es la pendiente de la curva). El número de especies estimadas se calcula en este modelo como a/b y la proporción de fauna inventariada como S_{obs}/(a/b) (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

Modelo de Clench se define por la ecuación:

$$S_{obs} = \frac{ax}{1 + bx}$$

Donde x es el esfuerzo de muestreo contabilizado como el número acumulativo de muestras.

Estimadores no paramétricos de la riqueza

Se utilizaron varios estimadores no paramétricos, los cuales son métodos de estimación que no asumen ninguna distribución de los datos y por lo tanto no los ajustan a modelo alguno. De entre ellos se evaluó cuáles resultaron más precisos a la hora de realizar las estimaciones. Se calcularon los siguientes estimadores con el software EstimateS (Colwell, 2013):

Basados en datos de presencia/ausencia:

- Chao 2

$$Chao_2 = S_{obs} + \frac{L^2}{2M}$$

Donde L_2 es el número de especies presentes en una sola muestra y M el número de especies presentes en dos muestras.

- Jacknife de primer orden

$$Jack_1 = S + L\frac{m-1}{m}$$

Donde m es el número de muestras.

- Jacknife de segundo orden

$$Jack_2 = S + \frac{L(2m-3)}{M} - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)}$$

- Bootstrap

$$Bootstrap = S + \sum(1 - pj)^n$$

Donde pj es la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie j.

- ICE (Incidence-based Coverage Estimate)

$$S_{ICE} = S_{frec} + \frac{S_{inf}}{C_{ICE}} + \frac{L}{C_{ICE}}\gamma^2_{ICE}$$

Donde:

S_{frec} es el número de especies comúnes (en más de 10 muestras).

S_{inf} número de especies infrecuentes (en menos de 10 muestras).

$C_{ICE} = 1 - \frac{L}{Ninf}$

$\gamma^2_{ICE} = max\left\{\frac{S_{inf}}{C_{ICE}}\frac{m_{inf}}{(m_{inf}-1)}\frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{inf})^2} - 1, 0\right\}$

N_{inf} número de ocurrencia de especies infrecuentes.

m_{inf} número de muestras con una especie infrecuente.

Fi número de especies con i individuos.

Basados en datos de abundancia:

- Chao1

$$Chao1 = S + \frac{a^2}{2b}$$

Donde:

a es el número de especies representadas por un único individuo en esa muestra o “singletons”.

b es el número de especies representadas por dos individuosen esa muestra o “doubletons”.

- ACE (Abundance-based Coverage Estimate)

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} + \gamma^2_{ACE}$$

Donde:

S_{abund} es el número de especies abundantes (más de 10 individuos).

S_{rare} número de especies rara (menos de 10 individuos).

$C_{ACE} = 1 - \frac{F_1}{N_{rare}}$

$$\gamma^2_{ACE} = max\left\{\frac{S_{rare}}{C_{ACE}}\frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{rare})(N_{rare}-1)} - 1, 0\right\}$$

N_{rare} es el número de individuos total que corresponden a espceies raras.

F_i número de especies con un individuo.

Las fórmulas han sido sacadas de Moreno (2001) y de Mas (2007). El cálculo de los estimadores no paramétricos se realizó con el software EstimateS (Colwell, 2013), con 100 randomizaciones, para Chao 1 y Chao 2 se utilizó la fórmula clásica, para ICE y ACE el límite de abundancia de especies raras o infrecuentes se estableció en 10 individuos.

4.3.2.1.3. Análisis estadístico de la riqueza en el gradiente urbano-rural Se llevó a cabo un análisis de la riqueza de especies en el gradiente mediante modelos lineales generales (GLM) para comprobar si hay relación entre los valores de abundancia y el gradiente estudiado. Para ello se analizaron las riquezas del total de familias y de cada familia por separado, así como de las especies que al menos fueron capturadas en 7 de los 15 emplazamientos de las unidades de trampeo en cada núcleo urbano. Los GLM se llevaron a cabo con el software estadístico R (R Development Core Team, 2005). La estructura del modelo lineal general fue : Variable de respuesta (riqueza de especies) $\sim$ áreas de muestreo + error.

4.3.2.1.4. Identificación de posibles especies indicadoras Se realizaron análisis para identificar posibles especies características de cada área de muestreo en cada núcleo urbano que pudieran ser indicadoras de presión urbana. El método estadístico de identificación fue la aplicación del índice IndVal con la extensión "indicspecies" para R (De Cáceres & Jansen, 2015).

Previamente se realizó un análisis de anidamiento como método exploratorio para comprobar si las comunidades que se muestrearon en el gradiente se encontraban anidadas, es decir, que las especies presentes en los parques urbanos formaban subconjuntos anidados de las comunidades del exterior de la ciudad. Con esto se pretendió tener una idea preliminar y general del tipo de comunidades que nos íbamos a encontrar e indicios acerca del tipo de especies que se podrían encontrar posteriormente al aplicar un método estadístico de identificación de especies indicadoras. Por anidamiento se entiende en biogeografía una situación donde las especies presentes en un área objeto de interés, siempre están presentes en otro área cercana de mayor riqueza de especies, mientras que las especies ausentes del área de interés nunca se van a encontrar en otro área de menor riqueza. Pero esta situación ideal se puede

ver alterada por múltiples factores y el anidamiento nunca es perfecto. De aquí nace la idea de estimar el grado de anidamiento de un grupo de muestras recogidas en una zona determinada (Atmar & Patterson, 1993; Ulrich, 2006).

Para este cálculo se utilizó el software en línea NeD: Nestedness for Dummies (Strona & Fattorini, 2014). La medida de anidamiento fue la "Temperatura de la matriz" o "Matrix Temperature" o MT, que mide distancias euclídeas desde cada celda llena o vacía inesperadamente (especies inesparadas presentes o ausentes) hasta la isoclina que separa las presencias de las ausencias en una matriz prefectamente anidada (Ulrich & Gotelli, 2007; Ulrich et al., 2009). Se utilizaron modelos nulos para evaluar la significación de la métrica utilizada, utilizando el modelo EF (equiprobable row totals, fixed column totals), manteniendo fijas las columnas donde estan los valores de riqueza por cada área de muestreo (Guimarães and Guimarães 2006; Ulrich and Gotelli 2007). Para la medida MT el valor del modelo nulo Z < -1,64 indica significación a p= 0,05.

IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997) es un método para identificar especies indicadoras y comunidades de especies indicadoras que caracterizan grupos de muestras. En este método se combinan la abundancia relativa de las especies con la frecuencia relativa de incidencia en los grupos de muestras considerados. Este índice calcula un valor para cada especie y tiene dos componentes: A) que es la abundancia media de una especie en las muestras de un grupo comparada con todos los grupos, es una medida de especificidad y B) que es la frecuencia relativa de incidencia de una especie en las muestras de un grupo determinado, es una medida de fidelidad. Su formulación es:

$$A_{ij} = N_{ij}(individuos)/N_i(individuos)$$

$$B_{ij} = N_{ij}(muestras)/N_j(muestras)$$

$$IndVal_{ij} = (A_{ij}B_{ij}) \cdot 100$$

Para el cálculo hemos utilizado la extensión de este índice, denominado "indicspecies", creada por De Caceres & Jansen (2015) utlizando el software R (R Development Core Team, 2005). Se utilizó la funcion *multipatt* para identificar las especies

asociadas a un área de muestreo o a una combinación de áreas de muestreo y la función *prunespecies* para determinar especies o combinaciones de especies asociadas a un área de muestreo.

4.3.2.2. Índices de abundancia proporcional

Muchas medidas de la diversidad no están asociadas con ningún modelo de abundancia y están definidas por un único valor resultado de calcular un índice. Estos índices consideran tanto la riqueza como la abundancia de las especies. Entre ellos hay índices de equidad (Shannon-Wiener, Hill) y de dominancia (Simpson).

Se utilizaron los siguientes índices:

Índice de equidad de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum p_i ln p_i$$

Donde pi es la proporción de individuos de la especie i

Índice exponencial de Shannon o N1 (primer número de la serie de Hill, número de especies abundantes):

$$N1 = e^{H'}$$

Índice de dominancia de Simpson:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Índice de diversidad de Simpson o N2 (segundo número de la serie de Hill, número de especies muy abundantes):

$$N2 = \frac{1}{\lambda}$$

índice de equidad de Hill:

$$E' = \frac{N2}{N1}$$

Los índices de Shannon-Wiener y Simpson permiten además la estimación de un estadístico t con el método basado en la propuesta de Hutcheson (1970), con el que se compararon las muestras por pares para ver si las diferencias entre los valores de estos dos índices fueron significativas.

4.3.2.3. Diversidad beta

Para la comparación entre áreas de muestreo, se utilizó el índice de complementariedad de Colwell y Coddington (Colwell & Coddington, 1994), redefinido por Koleff et al. (2003) y multiplicado por 100 para obtener un porcentaje, quedando como sigue:

$$\beta_{cc} = (\frac{b+c}{a+b+c}) \cdot 100$$

Donde a es el número de especies comúnes a las dos muestras, b es el número de especies de la primera muestra considerada y c es el número de especies de la segunda muestra considerada (según la notación de Koleff et al., 2003). Este índice variará desde el 0 % que indica que las dos muestras tienen las mismas especies, hasta el 100 % que indica que no comparten ninguna especie.

4.3.3. Análisis de ordenación

Para estudiar las relaciones de interdependencia entre las distintas áreas de muestreo y las comunidades de coleópteros, se realizó un análisis de correspondencias (CA) para el conjunto de las cinco familias estudiadas y para las familias de depredadores tanto en Gijón como en León. Previamente se realizó un análisis de correspondencias segmentado (DCA) para obtener la longitud del gradiente, a fin de seleccionar el método de ordenación más apropiado. Según esto, si la longitud del gradiente (LG) es menor de 1,5 las especies tendrán una respuesta lineal, si es mayor de 3,0 la respuesta será unimodal y si se encuentra entre 1,5 y 3,0 se pueden aplicar ambos modelos (Arroyo & Iturrondobeitia, 2004). La respuesta de la LG del DCA sugirió el uso de la ordenación por CA. Los cálculos del CA se ralizaron por medio del software R (R Development Core Team, 2005), concretamente con el paquete ca (Nenadic & Greenacre, 2007).

Para este análisis se utilizaron datos de frecuencia de capturas en las diferentes unidades de trampeo (triplete de trampas hígado-cerveza-agua), de este modo se evita el efecto de las especies sobredominantes que aparecen en algunas de las áreas de muestreo.

4.3.4. Preferencia de hábitat

Para comprobar si nuestros datos se ajustan a las hipótesis de los especialistas del hábitat, HSH, (Magura et al., 2004) y de las especies oportunistas, OSH (Gray, 1989), se realizaron análisis con modelo lineales generales (GLM) de los datos de preferencia de hábitat de las especies capturadas. Dado que de un gran número de especies, en especial de Cholevidae, Histeridae y Siphidae, no existen datos completos ni suficientes referencias que los avalen, este análisis se realizó con Carabidae y Staphylinidae. Los carábidos fueron clasificados de según su preferencia de hábitat en forestales (F), de áreas abiertas (O) y generalistas (G) de acuerdo a la bibliografía consultada (Peláez & Salgado, 2002, 2006a, b, 2007; Taboada et al., 2004, 2006, 2011). Los estafilínidos fueron clasificados según propone Bohac (1999) y la bibliografía que hace uso de esta clasificación (Bohac et al., 2007), por la cual, de acuerdo con características ecológicas y su sensibilidad a la influencia humana, clasifica a las especies de estafilínidos en uno de estos grupos: R1, especies relictas de comunidades de épocas pasadas, que habitan, sobre todo, zonas de montaña y turberas o solo ocurren en restos de bosques similares a bosques climácicos; R2, especies que aparecen en bosques manejados y naturales; E, especies euritópicas que ocupan con éxito zonas deforestadas y se encuentran en áreas fuertemente afectadas por los humanos. La estructura del modelo lineal general fue en este caso: variable de respuesta (número de especies de cada tipo de hábitat) $\sim$ área de muestreo + error. Los análisis GLM se llevaron a cabo mediante el software R (R Development Core Team, 2005).

5 RESULTADOS

En los muestreos realizados en los dos gradientes urbanos para el estudio de las cinco familias de coleópteros, fueron capturados un total de 3.114 ejemplares en Gijón, pertenecientes a 102 especies distribuidas en 47 géneros. Y en León se recolectaron 1.628 ejemplares pertenecientes a 118 especies repartidas en 51 géneros.

De estas, Carabidae aportó la mayor parte de las capturas, con 1.982 ejemplares en Gijón y 640 en León. En cuanto al número de especies, Staphylinidae proporcionó un total de 37, frente a las 36 de Carabidae en Gijón, mientras que en el núcleo urbano de León se capturaron 41 especies de Carabidae y 40 de Staphylinidae. Carabidae fué también la familia que aportó más géneros al estudio con 20 en Gijón y el mismo número en León. Resulta importante mencionar que en la familia Staphylinidae solo se ha estudiado la subfamilia Staphylininae y aunque con mucha menor abundancia que los Carabidae, presenta un número similar de especies.

5.1. Estudio de la abundancia

Los valores de abundancia por áreas de muestreo en Gijón y León se pueden observar en los cuadros que se encuentran dentro del apartado correspondiente a cada familia, los cuales se exponen a continuación.

5.1.1. Capturas en función de las familias de coleópteros

5.1.1.1. Familia Carabidae

En el cuadro 5.1 se muestran los datos de abundancia y riqueza de especies por área de muestreo y el total para Gijón y León.

Cuadro 5.1.1: Carabidae. Abundancias por áreas de muestreo en Gijón (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

Fam. Carabidae

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**	**Total**
Amara anthobia					1	1
Amara nitida			1		2	3
Anchomenus dorsalis	2					2
Anisodactylus binotatus					1	1
Asaphidion curtum	3	4	4			11
Bembidion lampros					1	1
Bembidion properans		1			1	2
Brachinus crepitans					1	1
Brachinus scopleta			2			2
Calathus circumseptus	17	2	2			21
Calathus mollis			1			1
Carabus basilicus	5					5
Carabus cancellatus				1		1
Carabus macrocephalus	4			1		5
Carabus melancholichus		29		2		31
Carabus violaceus	1			1		2
Harpalus affinis			1	3		4
Harpalus dimidiatus					1	1
Harpalus serripes					2	2
Laemostenus terricola		41				41
Leistus barnevillei				1		1
Leistus fulvibarbis	2	2	1			5
Leistus nitidus	1					1
Nebria brevicollis	464	221	55	5	8	753
Nebria salina				5		5
Ocys harpaloides				2		2
Olisthopus fuscatus	1					1
Ophonus stictus				1		1
Paranchus albipes	1	2	103			106

Cuadro 5.1.1: Continuación...

Poecilus cupreus					36	36
Pseudoophonus griseus					8	8
Pseudoophonus rufipes		1	1	4	60	66
Steropus gallega	165	568	2	92	16	843
Trechus fulvus		1				1
Trechus obtusus		8	2	3		13
Trechus quadristriatus			1	1		2
Abundancia total	666	880	176	122	138	1982
N.º especies	12	12	13	14	13	36

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**	**Total**
Amara aenea		1	1		1	3
Amara anthobia					4	4
Amara apricaria					1	1
Amara consularis					1	1
Amara eurynota				1		1
Amara lucida				1		1
Anchomenus dorsalis			1		14	15
Asaphidion curtum	1					1
Badister bullatus					1	1
Bembidion ambiguum					1	1
Bembidion escherichi	1					1
Bembidion properans					1	1
Calathus ambiguus				4		4
Calathus circumseptus	3	5				8
Calathus fuscipes	9	1	20	1	7	38
Calathus granatensis				2	1	3
Calathus melanocephalus			1			1
Calathus mollis	2			4	5	11
Calathus rotundatus	1				2	3
Clivina fossor		1				1
Harpalus attenuatus				3	2	5
Harpalus dimidiatus				1	1	2
Harpalus distinguendus		2			9	11
Harpalus rufipalpis			1		1	2

Cuadro 5.1.1: Continuación...

Laemostenus terricola		1	1	7		9
Microlestes negrita					1	1
Nebria brevicollis	141	162	11			314
Nebria salina				2		2
Notiophilus biguttatus			1			1
Olisthopus fuscatus					2	2
Ophonus melleti			1		9	10
Ophonus puncticeps					2	2
Ophonus rufibarbis					1	1
Philorhizus notatus					1	1
Poecilus cupreus					18	18
Porotachis bisulcatus					1	1
Pseudoophonus rufipes		1			68	69
Syntomus obscuroguttatus					1	1
Trechus fulvus	1					1
Trechus obtusus	5	4		8	40	57
Trechus quadristriatus	4	5	1	4	16	30
Abundancia total	168	183	39	38	172	640
N.º especies	10	10	10	12	28	41

En Gijón, la mayor abundancia de carábidos es debida sobre todo al elevado número de capturas obtenidas en dos parques urbanos, el del Cerro y el de Isabel la Católica. Se puede observar una importante dominancia de *Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792) y *Steropus gallega* (Fairmaire, 1859) en los dos parques mencionados (94 % y 90 % del total de abundancia respectivamente) y de *Paranchus albipes* (Fabricius, 1792) (59 % de la abundancia total) en el parque de Los Pericones. En el área industrial de Ensidesa la especie dominante es *Steropus gallega* como en los parques urbanos (75 % de la abundancia total) y en la rural de Fontaciera es *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) (43 % de la abundancia total).

En León, los parques del interior de la ciudad (Los Reyes y Quevedo) también presentan abundancias relativamente altas respecto al total de áreas de muestreo. Igualmente, en estos dos parques *Nebria brevicollis* es dominante (84 % y 89 % de la abundancia total respectivamente). En La Granja y en el polígono industrial de Vilecha las capturas son más equitativas, pero en el área rural de Santovenia, como ocurre en Gijón, *Pseudoophonus rufipes* es dominante (40 % de la abundancia total).

Nebria brevicollis ha sido descrita como una especie frecuente en ambientes húmedos del norte y centro de la Península Ibérica, con hábitos lapidícolas (Ortuño & Marcos, 2003). Se ha encontrado como dominante en otros muestreos en ambientes urbanos, como en Hamburgo (Weller & Ganzhorn, 2004); en Birmingham, donde aparece con una elevada abundancia en parques urbanos (Sadler et al., 2006); en Copenhague, donde también presenta una elevada abundancia y es codominante con otras especies respecto a zonas periurbanas y rurales (Elek & Lovëi, 2005), o en Madrid (Sustek, 1989).

Nebria brevicollis y *Steropus gallega* son especies también muy abundantes en espacios naturales menos antropizados y son consideradas ubiquistas o con gran amplitud de hábitats (Peláez y salgado, 2007), por lo que en principio no deberían tener excesivo valor como indicadoras. Pero nuestros datos muestran que estas especies son mucho más abundantes en los parques más antropizados y urbanizados de Gijón y en el caso de *Steropus gallega* también en el polígono industrial. Esto indica que se adaptan bien a las condiciones de la ciudad y posiblemente al estrés urbano, mejor que otras especies, siendo dominantes en esos ambientes. Estos fenómenos de sobredominancia, además de por las características propias de la biología y autoecología de cada especie, también se han tratado de explicar desde el concepto de nicho, expresando esta dominancia como una expansión del nicho realizado (sensu Hutchinson, 1957, citado por Alberti et al., 2003) hasta ocupar el nicho fundamental de esa especie a causa de la presencia de la actividad humana y de la presión ambiental que conlleva (Alberti et al., 2003). En estas condiciones, la presencia de este tipo de especies como dominantes puede ser indicadora de estrés ambiental, aun a pesar de tener carácter ubiquista y estar presentes en espacios no urbanizados.

Paranchus albipes es una especie, según Peláez & Salgado (2007), higrófila y ripícola encontrada en pedregales junto a ríos, prados húmedos, bosques de ribera y mixtos, zonas ruderales e incluso entradas de cuevas. En nuestro estudio es muy abundante en el parque de Los Pericones, parque con extensa cobertura de césped y arbolado disperso, ubicado en el límite urbano. Esta especie ha sido apenas capturada en parques más urbanos y no ha sido capturada en las áreas industrial y rural.

Pseudophonus rufipes es una especie típica de cultivos hortícolas, zonas herbáceas, zarzales, pomaradas y zonas arboladas (Peláez & Salgado, 2007), que son los elementos que están presentes en los ambientes rurales que se muestrearon en el entorno de ambas ciudades. Esta especie tiene hábitos mixófagos y se puede alimentar de semillas de gramíneas y leguminosas eventualmente (Kostova & Shishiniova, 2004), siendo habitual encontrarlo también en áreas con este tipo de cultivos.

En cuanto a la composición específica, lo más destacado es la presencia de especies del género *Carabus* en Gijón y la mayor diversidad de especies del género *Calathus* en León. En ambos casos se deben a las diferencias climáticas más que a factores relacionados con el grado de urbanización. En las especies de *Carabus* de la franja Cantábrica se ha observado una elevada higrofilia (Ortuño & Marcos, 2003) y Gijón es una localidad más húmeda que León, ciudad esta última donde en verano se producen épocas de déficit hídrico que en Gijón no ocurren (ver figuras 3.1.1 y 3.1.7). El Género *Calathus* segun Jeannel (1942) presenta especies que se encuentran en lugares secos y otras en zonas de bosque. Las especies capturadas en León son generalistas y alguna de espacios abiertos, así que probablemente soportan ambientes más secos como es el de León.

En ambos núcleos urbanos existe el mismo patrón en cuanto a la composición de las comunidades de carábidos, con una o dos especies dominantes en los parques urbanos (con *Nebria brevicollis* como especies común), con la excepción de La Granja y la misma especie dominante en las áreas rurales.

En la figura 5.1.1 se pueden observar las abundancias estacionales de carábidos en cada fecha de muestreo y separadas por áreas de muestreo en Gijón y en León.

En Gijón, si se toma como referencia el área rural, se producen tres máximos de actividad en los muestreos 5 (mes de octubre, otoño), en el 10 (mes de mayo, primavera) y de nuevo en el 14 (octubre, otoño). En el muestreo 1, que se recolectó en mayo, tal vez no se llegó a recoger el máximo de primavera con claridad. En el área de Ensidesa no se produce con nitidez el máximo de primavera, pero si los de otoño. En los parques urbanos destacan las altas abundancias de los parques del Cerro e Isabel la Católica, pero en El Cerro parecen mantenerse picos de abundancia en primavera (muestreos 1, 9-10 y 18) y, algo menores, en otoño (muestreos 5 y 15) y en Isabel la Católica los máximos de actividad muestran un comportamiento aleatorio. Los Pericones presenta capturas más modestas y similares a Ensidesa y Fontaciera aunque con los máximos de actividad otoñales inexistentes y los primaverales más claros, junto a un máximo invernal.

De acuerdo con los estudios que contemplan fenología y fluctuaciones anuales de especies de carábidos en Asturias, las capturas se suelen concentrar en torno a la primavera y el otoño, con algunas excepciones de especies activas en los meses de invierno y en verano o inactivas en primavera u otoño (Peláez & Salgado, 2007; Somoano et al., 2014), de manera que el área de Fontaciera parece ser la que más se aproxima a estas observaciones y se puede considerar por ello una buena referencia para comparar con las áreas urbanas. De esta forma en los parques urbanos parece

que se producen algunas alteraciones en los ciclos de actividad respecto a la referencia de Fontaciera, especialmente en el de Isabel la Católica. Esto puede deberse al efecto de la elevada dominancia de dos especies (*Nebria brevicollis* y *Steropus gallega*) que determinan el perfil de la gráfica. *Nebria brevicollis* es una especie reproductora en otoño con larva invernante, de manera que presenta dos máximos de actividad en primavera y otoño, y *Steropus gallega* es una especie con dos máximos, uno en verano y otro entrado el otoño (Peláez & Salgado, 2007), pero en los ambientes urbanos estos ciclos podrían verse alterados.

En lo referente a León al igual que en Gijón, los máximos de abundancia están determinados por la elevada dominancia de *Nebria brevicollis* y las curvas de actividad se muestran claramente diferentes a las que representan a comunidades más equitativas en cuanto a distribución de abundancias.

El estudio de las curvas de abundancia estacional para la familia Carabidae en los dos núcleos urbanos muestra que las diferencias entre áreas de muestreo dentro del gradiente están marcadas por la presencia de escasas especies muy dominantes. Pero esas especies dominantes podrían tener sus ciclos estacionales alterados en el ambiente urbano. Por ejemplo, Deichsel (2006), estudiando la respuesta estacional de comunidades de Carábidos en ambientes urbanos respecto a las de ambientes rurales, encuentra que las diferencias entre comunidades rurales y urbanas son más conspicuas en la estación invernal y efectivamente observamos como en nuestro caso los muestreos 7-8 y 16-17-18 en Gijón, que corresponden a los muestreos de invierno, presentan algunos máximos de abundancia en los parques urbanos y el polígono industrial, mientras que en Fontaciera o no hay capturas o son muy bajas. No se puede descartar el efecto "isla de calor" como explicación a estas observaciones, ya que Deichsel sugiere que este efecto explica algunas diferencias en las comunidades de coleópteros a lo largo de un gradiente urbano-rural. En León este hecho no es tan patente, pero hay que considerar que los inviernos en esta ciudad son mucho más fríos que en Gijón y el efecto "isla de calor" puede no ser suficiente para elevar la temperatura hasta un nivel mínimo que favorezca un incremento claro de la actividad en algunas especies de carábidos.

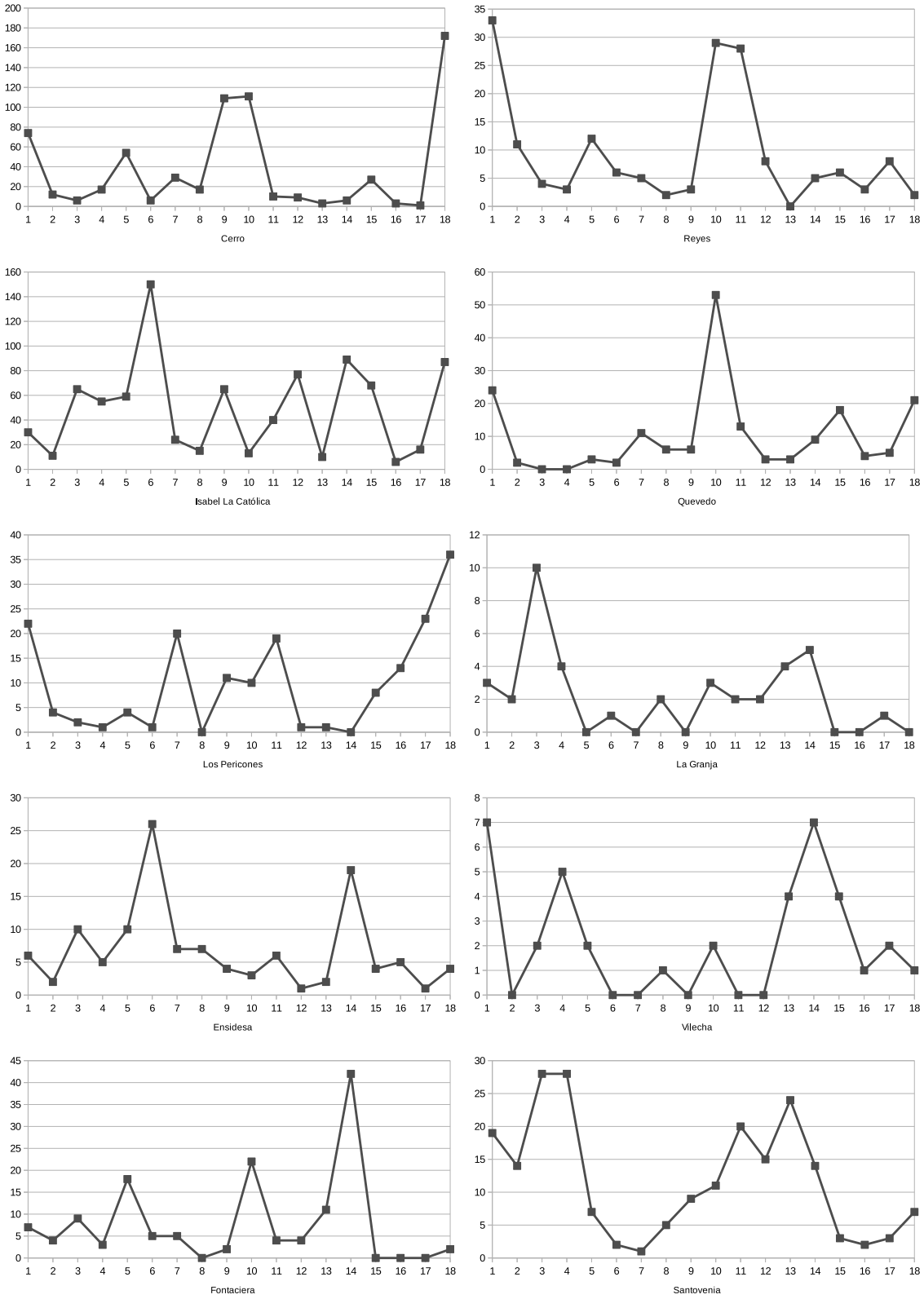


Figura 5.1.1: Familia Carabidae: Abundancias estacionales por muestreos (1-mayo; 2-julio; 3-agosto, 4-septiembre, 5-octubre, 6-diciembre, 7-enero, 8-febrero, 9-abril, 10-mayo, 11-junio, 12-agosto, 13-septiembre, 14-octubre, 15-noviembre, 16-enero, 17-febrero, 18-marzo).

5.1.1.2. Familia Cholevidae

En el cuadro 5.2 se muestran la abundancia y riqueza de especies por áreas de muestreo y en total en Gijón y León para la familia Cholevidae.

Cuadro 5.1.2: Cholevidae. Abundancias por áreas de muestreo en Gijón (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

Fam. Cholevidae						
Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**	**Total**
Catops coracinus				2		2
Catops fuliginosus					2	2
Catops fuscus		1		2	17	20
Catops grandicollis				8	10	18
Catops ventricosus				7		7
Ptomaphagus tenuicornis	11	1	114		19	145
Sciodrepoides watsoni	3	5	31	7	39	85
Abundancia total	14	7	145	26	87	279
N.º especies	2	3	2	5	5	7

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**	**Total**
Catops coracinus	1	3	4	1	6	15
Catops fuliginosus		3	4	1	12	20
Catops fuscus	3	8	23	23	20	77
Catops grandicollis		5	17	3	1	26
Catops ventricosus					1	1
Nargus velox	6	2			1	9
Ptomapahagus subvillosus				1		1
Ptomaphagus tenuicornis			1		8	9
Sciodrepoides watsoni	1	1	23	1	36	62
Speonemadus vandalitiae				1	1	2
Abundancia total	11	22	72	31	86	222
N.º especies	4	6	6	7	9	10

En ambas ciudades las mayores abundancias ocurren en los parques del límite del casco urbano (Los Pericones y La Granja) seguidos de las áreas rurales. Solo se ven especies dominantes en Gijón con *Sciodrepoides watsoni* (Spence, 1813) en el área rural de Fontaciera y sobre todo con *Ptomaphaus tenuicornis* (Rosenhauer, 1856) en el parque de Los Pericones y en menor grado en el parque del Cerro. En León existe cierta dominancia de *Sciodrepoides watsoni* en el área rural de Santovenia y *de Catops fuscus* (Panzer, 1794) en el polígono industrial de Vilecha, siendo estas dos especies las que dominan a su vez en el parque de La Granja. En los dos parques más urbanos tanto en Gijón (Cerro e Isabel la Católica) como en León (Reyes y Quevedo) las capturas son escasas. Se observa que las abundancias, y también la riqueza, se incrementan a medida que nos alejamos de la zonas más urbanizadas de las ciudades. Santamaria (1990) muestreó en León algunos de los parques urbanos que también se han muestreado en este trabajo y los resultados fueron similares con algunas diferencias como la gran abundancia de *Catops fuscus* en el parque de Quevedo, que se encontró entonces y que no se confirma en nuestro estudio.

La importante dominancia de *Ptomaphagus tenuicornis*, que junto a *Sciodrepoides watsoni* son las únicas especies recolectadas, en los parques del Cerro y de Los Pericones se puede explicar porque ambos presentan mayor cobertura vegetal herbácea (en torno al 65 % cada uno como se deduce del cuadro de coberturas vegetales restando de la cobertura total la de arbolado-arbustivo, ver cuadro 3.1.2), con sebes y manchas arbustivas aisladas. En León, sin embargo, estas especies son muy escasas a excepción de *Sciodrepoides watsoni* en el parque de La Granja y las coberturas herbáceas son menores que en Gijón (38 % Reyes, 35 % Quevedo y 45 % La Granja, ver cuadro 3.1.4). Esta especie también es abundante en Santovenia (área rural), en una zona de praderías y sebes más abierta que los dos primeros parques. El parque de La Granja presenta mayor superficie de herbáceas que los otros dos y la abundancia de *Sciodrepoides watsoni* es mayor, por lo tanto.A este respecto Tizado et al. (1995) indican que estas dos especies parecen mostrar afinidad por lugares con un estrato arbustivo y/o herbáceo bien desarrollado, lo que concuerda con esta observación. En un trabajo posterior, Tizado & Salgado (2000) indican, sin embargo, que *Ptomaphagus tenuicornis* tiene preferencia por lugares con una abundante capa de hojarasca, la cual no está presente en los parques del Cerro y de Los Pericones, con poco arbolado y con el añadido de que se retira buena parte de la hojarasca por los servicios de limpieza. Hay que destacar que los dos trabajos referidos fueron desarrollados en ambientes naturales, supuestamente no muy afectados por presiones de origen antrópico.

Otro aspecto a destacar es que el género *Catops* en Gijón prácticamente desaparece de los parques urbanos, pero sus especies están presentes en las áreas de muestreo del polígono industrial y rural. Por el contrario, en León, hay varias especies del género *Catops* presentes en los parques urbanos, también en el área industrial, sin mostrar grandes diferencias respecto a los anteriores y en general son más abundantes en el área rural. Hay especies como *Catops fuliginosus* Erichson, 1837, escasa en Gijón y más abundante en León que prefieren zonas boscosas secas, pero otras como *Catops coracinus* Kellner, 1846, igualmente escasa en Gijón y más abundante en León que prefieren zonas boscosas húmedas (Tizado et al., 1995). *Catops grandicollis* Erichson, 1837, según Ruzicka (1994), junto a *Catops fuliginosus* prefieren zonas abiertas (en concreto bordes de cultivos en el trabajo referido), pero los parques urbanos de Gijón donde no se han encontrado como El Cerro y Los Pericones, presentan grandes superficies abiertas con césped. Este mismo autor también encuentra que *Catops coracinus* prefiere zonas boscosas, pero aparece en todas las áreas de muestreo de León, que no presentan más que pequeñas manchas de arbolado que no se pueden considerar de ninguna manera como ambientes forestales.

En todos estos datos sobre la preferencia de hábitat de las especies del género *Catops,* no parece encontrarse una respuesta a las observaciones realizadas en nuestros muestreos, más allá de constatar que en general los cholévidos son más abundantes en las áreas rurales que en los parques o polígonos industriales y parece que podrían verse afectados, en cierta medida, por la presión urbana. Este hecho podría tener su explicación en la escasez de recursos alimenticios, al retirarse y limpiarse los detritus vegetales y animales de la mayor parte de las superficies urbanizadas, incluso de parques y jardines, con bastante rapidez y sin dejar tiempo para que puedan ser aprovechados.

Las curvas de abundancia estacional en Cholevidae (Figura 5.1.2) muestran en Gijón una irregularidad que hace difícil encontrar una relación entre los diferentes grados de urbanización y los máximos estacionales. Tan solo hay cierta similitud entre las curvas del parque del Cerro y el área rural de Fontaciera, pero estas son dos áreas de muestreo donde hay grandes diferencias, en cuanto a abundancia y riqueza de especies (14 ejemplares y 2 especies en el primero y 87 ejemplares y 5 especies en el segundo), lo que sugiere que a causa de la escasez de capturas y la baja riqueza general los resultados no son significativos.

En León se observan máximos de abundancia en primavera y otoño (muestreos 1 y 9-10 en primavera y 14-15 en otoño), pero también uno en torno al muestreo 5-6 que corresponde a final de otoño y principio de invierno, el cual parece el máximo de otoño algo retrasado en el tiempo. El patrón parece común a todas las áreas de

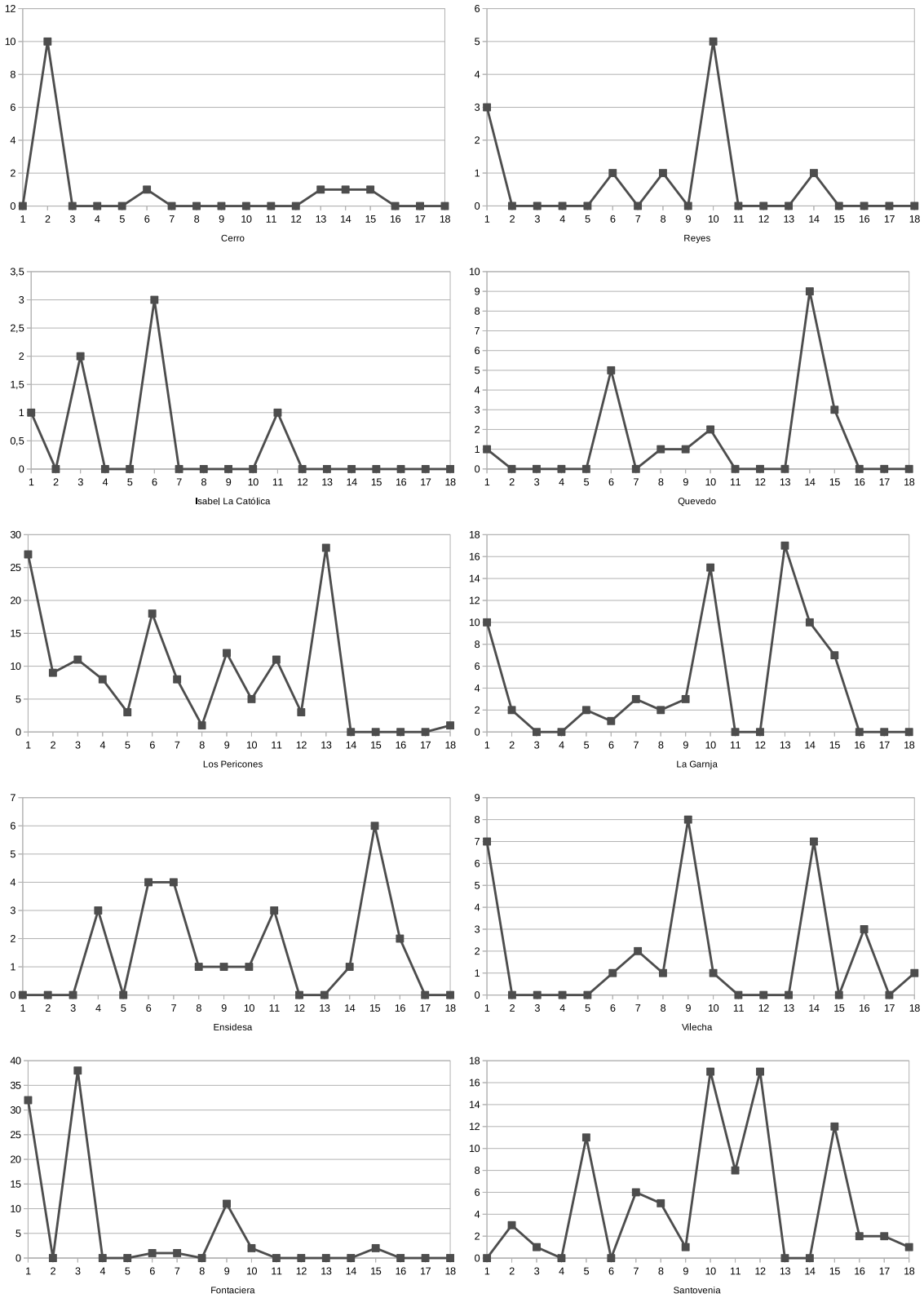


Figura 5.1.2: Familia Cholevidae: Abundancias estacionales (1-mayo; 2-julio; 3-agosto, 4-septiembre, 5-octubre, 6-diciembre, 7-enero, 8-febrero, 9-abril, 10-mayo, 11-junio, 12-agosto, 13-septiembre, 14-octubre, 15-noviembre, 16-enero, 17-febrero, 18-marzo).

muestreo con las correspondientes diferencias en cuanto a cantidad de ejemplares capturados. Estos máximos de abundancia en primavera y otoño también fueron observados por Santamaría (1990) en su estudio de Catopidae (Cholevidae en este trabajo) en parques y zonas periurbanas de León.

Las curvas de abundancia estacional en la familia Cholevidae sólo muestran un leve incremento de capturas en invierno respecto a las áreas rurales, más cospicuo en Gijón que en León, pero que con el bajo número de ejemplares capturado no resulta muy significativo.

5.1.1.3. Familia Histeridae

En el cuadro 5.3 se muestran las abundancias y riqueza de especies de histéridos en cada área de muestreo para Gijón y León.

Al igual que los cholévidos, los mayores valores de abundancia corresponden a las áreas rurales o periurbanas. En Gijón es claro que el área rural es la de mayor abundancia y riqueza. En León tanto en el parque de La Granja como en el polígono industrial y el área rural se obtuvieron las capturas más abundantes, que también se correspondieron con mayor riqueza específica. Tanto en Gijón como en León la especie más abundante en total es *Kissister minimus* (Laporte, 1840). Esta especie es la más abundante en dos parques de Gijón (El Cerro y Los Pericones), pero apenas está representada en las áreas no urbanas. En León, sin embargo *Kissiter minimus*, aun siendo la especie más abundante en los parques, también se encuentra en la zona industrial y rural.

Martín-Vega et al. (2015) trabajando en ambientes naturales del centro de España indican que recolectaron 25 especies de histéridos en trampas de carroña y entre estas especies no aparece *Kissister minimus*. En nuestros muestreos esta especie fue el histérido mas frecuente en trampas de cerveza y agua (ver 5.1.3), aunque también fue capturada en hígado. Santamaría (1990) también encontró que esta especie tiene especial atracción por los líquidos en comparación con el hígado y la capturó en ambientes urbanos y periurbanos de León, lo que concuerda con nuestros datos y hace pensar, en primera instancia, que si se emplean solamente cebos de carne la posibilidad de capturarla es menor. Pero en nuestros muestreos y en Santamaría (1990) esta especie es capturada también en trampas con hígado a diferencia del trabajo que referimos arriba. En la reseña ecológica que de esta especie hacen Santamaría (1990) y Yélamos (2002), se indica que se encuentra en detritus, excrementos, bajo cortezas de árboles, terrenos ricos en humus y zonas arenosas, lo que da una idea

de una especie saprófaga generalista. El hecho de que *Kissister minimus* haya sido capturado en tres muestreos realizados en dos ciudades diferentes, que en las zonas urbanas muestre una abundancia relativamente relevante respecto a otras especies y que también se haya capturado en trampas con hígado tanto en León como en Gijón, hace pensar que esta especie se adapta bien al medio urbano y es una posible especie indicadora dentro de una comunidad.

Cuadro 5.1.3: Histeridae. Abundancias por áreas de muestreo en Gijón (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

Fam. Histeridae

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**	**Total**
Acritus nigricornis					1	1
Atholus praetermisus					1	1
Gnathocus rotundatus		1				1
Hister moerens					1	1
Hister quadrimaculatus		1	2		5	8
Hister unicolor					2	2
Kissister minimus	21	1	18		3	43
Margarinotus brunneus		4		10	18	32
Margarinotus ignobilis		3	1	1	2	7
Margarinotus obscurus					2	2
Margarinotus uncostriatus					6	6
Onthophilus punctatus	1					1
Onthophilus striatus		13	4		3	20
Saprinus planiusculus				1		1
Saprinus semistriatus		2	3	17	7	29
Abundancia total	22	25	28	29	51	155
N.º especies	2	7	5	4	12	15

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**	**Total**
Carcinops pumilio				1		1
Hister quadrimaculatus			1		1	2
Kissister minimus	6	1	17	8	19	51
Margarinotus binotatus				1		1

Cuadro 5.1.3: Continuación...

Margarinotus brunneus	4	1	9	10	5	29
Margarinotus carbonarius			1		1	2
Margarinotus ignobilis	1			2	5	8
Onthophilus globulosus				6		6
Saprinus acuminatus			1			1
Saprinus aeneus			1	2		3
Saprinus detersus	1	1	1	29	9	41
Saprinus furvus	1			28		29
Saprinus lautus					10	10
Saprinus maculatus				1		1
Saprinus melas				2		2
Saprinus niger				1		1
Saprinus planiusculus	1		2	1		4
Saprinus politus	3		6		1	10
Saprinus semistriatus		3	6	1	12	22
Saprinus subnitescens			2	5		7
Saprinus tenuistrius	2					2
Abundancia total	19	6	47	98	63	233
N.º especies	8	4	11	15	9	21

La presencia de especies de los géneros *Margarinotus* y *Saprinus* es dominante en León (17 especies sobre un total de 21), aunque no tanto en Gijón, presentes con menos especies (6 especies de un total de 15). Se ha constatado que la dominancia de especies del género *Saprinus* y *Margarinotus* es característica de comunidades de histéridos que se encuentran en microhábitats aislados y efímeros como cadáveres, excrementos o restos vegetales, siendo además muchas especies de ambos géneros euritópicas. Son especies que aprovechan bien los recursos y microhábitats efímeros (Bajerlein et al., 2011), ya que detectan con su olfato posibles fuentes de alimento a mucha distancia (Yélamos, 2002). Con nuestros datos observamos que estos dos géneros son más abundantes en las zonas periurbanas y rurales, siendo escasa su presencia en los parques más urbanos. En las zonas urbanas no resulta fácil encontrar cadáveres, excrementos o detritus vegetales en abundancia, ya que los servicios de limpieza, incluso en parques, suelen ser muy eficaces retirando estos materiales. Esta observación también fue realizada por Ulrich et al. (2007) para explicar la baja abundancia de detritívoros en ambientes urbanos. La explicación más plausible al hecho de la reducción de su presencia en los núcleos urbanos posiblemente sea esta.

La mayor abundancia y riqueza total de histéridos en León puede tener parte de su explicación en diferencias climáticas. En efecto, en los suelos muy húmedos la excavación para las cámaras ninfales se hace más difícil e incluso imposible para las larvas, prefiriendo suelos arenosos o más secos y luminosos (Bajerlein et al., 2011). Y Gijón es una ciudad más húmeda que León, con más precipitaciones, resultando suelos en general con mayor grado de humedad. Además en el subsuelo de varios de los parques es patente la presencia de acuíferos superficiales (El Cerro) o están construidos sobre antiguas marismas (Isabel la Católica), que si bien son arenosas, presentan una capa superficial de tierra acondicionada para las plantas ornamentales.

Bajerlein (2009) afirma que una alta dominancia de una sola especie es característica de las comunidades de histéridos, apoyándose en sus datos y en otros trabajos (Traugott, 2002). Podemos confirmar este hecho para Gijón en los tres parques urbanos (*Kissiter minimus* en El Cerro y Los Pericones y *Onthophilus striatus* (Forster, 1771) en Isabel la Católica) y en el polígono industrial (*Saprinus semistriatus* (Scriba, 1790) en Ensidesa), pero no para el área rural de Fontaciera. En León solo observamos dominancia de una especie en el parque de La Granja (*Kissiter minimus*) y de dos especies en el polígono industrial (*Saprinus detersus* (Illiger, 1807) y *Saprinus furvus* Erichson, 1839), pero no en el área rural de Santovenia. El resultado es que en las áreas menos urbanizadas del entorno de ambos núcleos urbanos, no existe una alta dominancia de una sola especie, lo cual sí ocurre, a veces moderadamente, en algunas de las zonas más sometidas a presión urbana. Santamaría (1990) tampoco encuentra una alta dominancia monoespecífica en la mayoría de los muestreos realizados por él en León, con excepción del parque de La Granja para *Margarinotus cadaverinus* (Hoffman), sinónimo de *Margarinotus brunneus* (Fabricius, 1775). Por lo tanto estos datos no concuerdan con la afirmación de Bajerlein en todos los casos y además nuestros datos parecen indicar que a medida que nos alejamos de las zonas más urbanizadas, disminuye la dominancia de una o muy pocas especies.

Las curvas de abundancia estacional (figura 5.1.3) indican que en Gijón parece haber dos máximos de actividad en el inicio del verano (muestreos 2 y 11-12), aunque en Fontaciera y en menor medida en Los Pericones y Ensidesa, el máximo del muestreo 11 parece alargarse hacia el otoño. Por su parte el parque del Cerro, el más urbano, parece presentar también pequeños máximos en torno a la primavera.

En León se observan dos máximos coincidiendo con el inicio del verano (muestreos 2 y 11) en todos los casos. No se encuentran grandes diferencias entre áreas de muestreo urbanas y periurbanas o rurales, aparte del número de capturas.

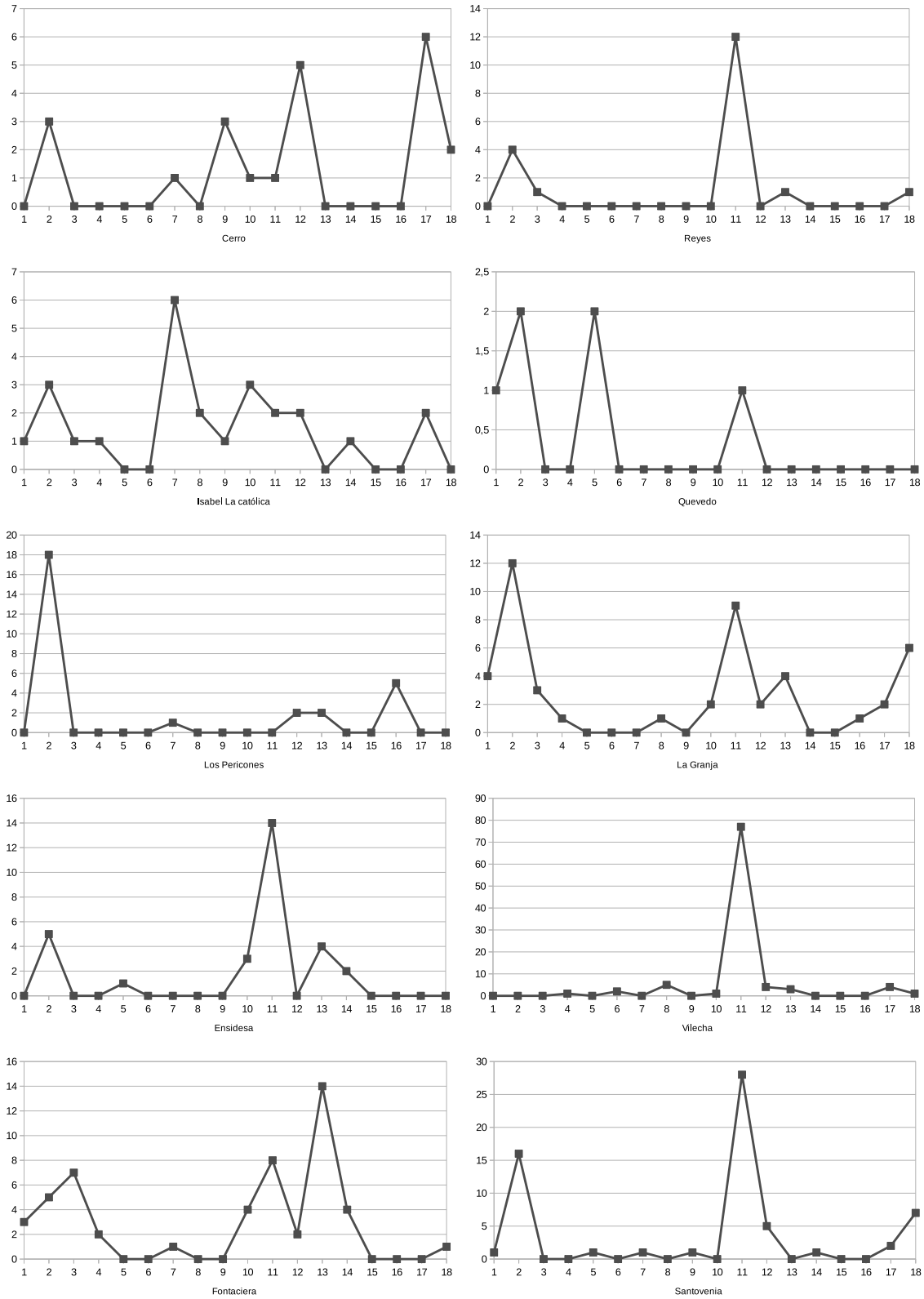


Figura 5.1.3: Familia Histeridae: Abundancias estacionales por muestreos (1-mayo; 2-julio; 3-agosto, 4-septiembre, 5-octubre, 6-diciembre, 7-enero, 8-febrero, 9-abril, 10-mayo, 11-junio, 12-agosto, 13-septiembre, 14-octubre, 15-noviembre, 16-enero, 17-febrero, 18-marzo).

Patzak (2011) estudió histéridos en cadáveres y observó que tenían un máximo en primavera en zonas boscosas una semana después que en zonas urbanas y en verano los máximos coincidían en el tiempo. En nuestro muestreo no se aprecian este tipo de diferencias claramente, tan solo en el muestreo 2 (julio) de Gijón se ve un retraso de una semana en el área rural, siendo ya verano. Sin embargo, en otro trabajo con histéridos, Bajerlein (2009) observó que los histéridos coprófilos en el oeste de Polonia también tienen sus máximos de actividad entre abril y junio, alargándose durante el verano hasta septiembre picos de actividad más pequeños. Todo esto si coincide con nuestras observaciones a grandes rasgos.

En general, las curvas de abundancia estacional en histéridos no parecen mostrar grandes diferencias entre áreas más o menos urbanizadas, por lo que no parecen ser indicadoras de los efectos de la presión urbana, dejando de lado el hecho de las diferencias en cuanto a número de capturas.

5.1.1.4. Familia Silphidae

En el cuadro 5.4 se muestran las abundancias y riqueza de especies en cada áreas de muestreo para Gijón y León.

El mayor número de capturas se obtuvo en las áreas industriales y rurales en ambos núcleos urbanos. Hay un descenso de capturas hacia el interior del casco urbano, de acuerdo a lo encontrado en otros trabajos en gradientes ciudad-campo en otras zonas (Gibbs & Stanton, 2001). En cada una de las localidades hay dos especies dominantes en las áreas industriales y rurales. En el caso de Gijón, *Silpha tristis* Illiger, 1798 y *Thanatophilus sinuatus* (Fabricius, 1775) suponen el 91 % del total de capturas, en León, *Thanatophilus sinuatus* y *Thanatophilus rugosus* (Linnaeus, 1758) representan el 89 %.

Azpeitia (1994), en el entorno urbano de León, encontró resultados similares para las mismas especies, de manera que lo más destacable en este aspecto es la sustitución de *Thanatophilus rugosus* por *Silpha tristis* en Gijón, donde además *Thanatophilus rugosus* tiene una presencia testimonial con un solo ejemplar. Ambas especies tienen hábitos necrófagos, pero de acuerdo a los datos, en el caso de *Silpha tristis* parece que se ve atraida por líquidos tanto fermentados (cerveza), como por líquidos neutros (agua). En ambos casos la mayor parte de las capturas ocurrieron en los polígonos industriales y en el entorno rural periurbano.

Cuadro 5.1.4: Silphidae. Abundancias por áreas de muestreo en Gijón (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

Fam. Silphidae

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**	**Total**
Necrodes littoralis				1	1	2
Nicrophorus interruptus				2	1	3
Nicrophorus vespillo	1		1	5	8	15
Phosphuga atrata					4	4
Silpha tristis	2		2	39	55	98
Thanatophilus rugosus				1		1
Thanatophilus sinuatus	6	1	1	127	31	166
Abundancia total	9	1	4	175	100	289
N.º especies	3	1	3	6	6	7

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**	**Total**
Nicrophorus interruptus	1				1	2
Silpha puncticollis					1	1
Silpha tristis			4		10	14
Thanatophilus ruficornis			1	2	11	14
Thanatophilus rugosus		1	7	18	43	69
Thanatophilus sinuatus	2	4	80	56	40	182
Abundancia total	3	5	92	76	66	282
N.º especies	2	2	4	3	6	6

Tizado et Al. (1992), por su parte, estudiaron la familia Silphidae en la provincia fitogeográfica Orocantábrica atendiendo, entre otros aspectos, a las preferencias alimenticias y la distribución de frecuencias a distintos niveles altitudinales. En él se indica que el género *Silpha* es atraído por líquidos fermentados, tal y como observamos en Gijón, lo que se puede interpretar como que se alimenta de materias vegetales en descomposición además de sus hábitos necrófagos. Gijón presenta un clima más húmedo y templado que favorece la descomposición de la materia vegetal y por lo tanto puede favorecer la presencia de *Silpha tristis*. Por otro lado, en ese mismo trabajo, se encontró que *Thanatophilus rugosus* es una especie de zonas ele-

vadas, por lo que esto puede explicar su escasez en la cercanía de la costa respecto a zonas más continentales de la Meseta. No se constata en ese trabajo que *Silpha tristis* viva a altitudes cercanas al nivel del mar, aunque si se señala que es capaz de vivir a altitudes más bajas cercanas a los 500 m.s.n.m.. En el caso de Asturias, la cercanía de las montañas a la costa, hace que varias especies características de zonas más elevadas puedan encontrarse cerca del mar, de ahí que *Thanatophilus rugosus*, *Thanatophilus sinuatus* (que puede ocupar altitudes más bajas que la anterior) y *Silpha tristis* aparezcan, pero con notables diferencias en cuanto a abundancia. En el mismo trabajo citado se observa como a alturas entre 750 y 1000 m.s.n.m., que es donde se encuentra León, hay mayor frecuencia para *Thanatophilus rugosus* que para *Silpha tristis*, datos concordantes con lo observado en nuestra investigación.

La riqueza de especies no es muy elevada ni en Gijón ni en León. Prieto-Piloña & Pérez Valcarcel (2002), en la comunidad autónoma de Asturias catalogan 14 especies y para la provincia de León 19, pero los muestreos para este trabajo fueron realizados en ambientes con manchas de vegetación fragmentadas y abundancia de espacios abiertos con vegetación herbácea, lo cual limita la presencia de algunos taxones. Este dato se tratará en el apartado correspondiente a la riqueza junto al resto de familias estudiadas.

En las curvas de abundancia estacional (Figura 5.1.4), a pesar de las escasas capturas realizadas en las áreas más urbanas se observan algunos detalles. En Gijón, en los tres parques, las capturas fueron testimoniales, pero estas se produjeron en el final del verano en casi todos los casos (muestreos 4, 12-13), pero alguna en primavera (muestreos 1, 10, 18). En el polígono industrial de Ensidesa y en el área rural de Fontaciera, con más capturas, sin embargo, parece haber un máximo coincidiendo con el final del verano (muestreos 3-4 y 12-13) y otro en primavera (muestreos 1-2 y 10).

En León, igualmente se observa que las pocas capturas en parques urbanos se producen en el principio de verano (muestreos 2 y 11). En el polígono industrial de Vilecha solo se ven máximos de abril a junio (Muestreos 9-11) y en el área rural de Santovenia existen máximos en el principio de verano, pero tambien en otoño y otro en primavera, dando una sensación de que el período de actividad es más amplio que en las otras áreas. De nuevo se debe tener en cuenta que el número de capturas es muy dispar entre algunas áreas urbanas y el área rural. Sin embargo, en el parque de La Granja sí se capturó un número de ejemplares significativo y en este caso se observan máximos en verano, pero más limitados en primavera, si lo comparamos con el caso del área de Santovenia. Los datos concuerdan en general con los encontrados por Azpeitia (1994) para sílfidos en parques de León.

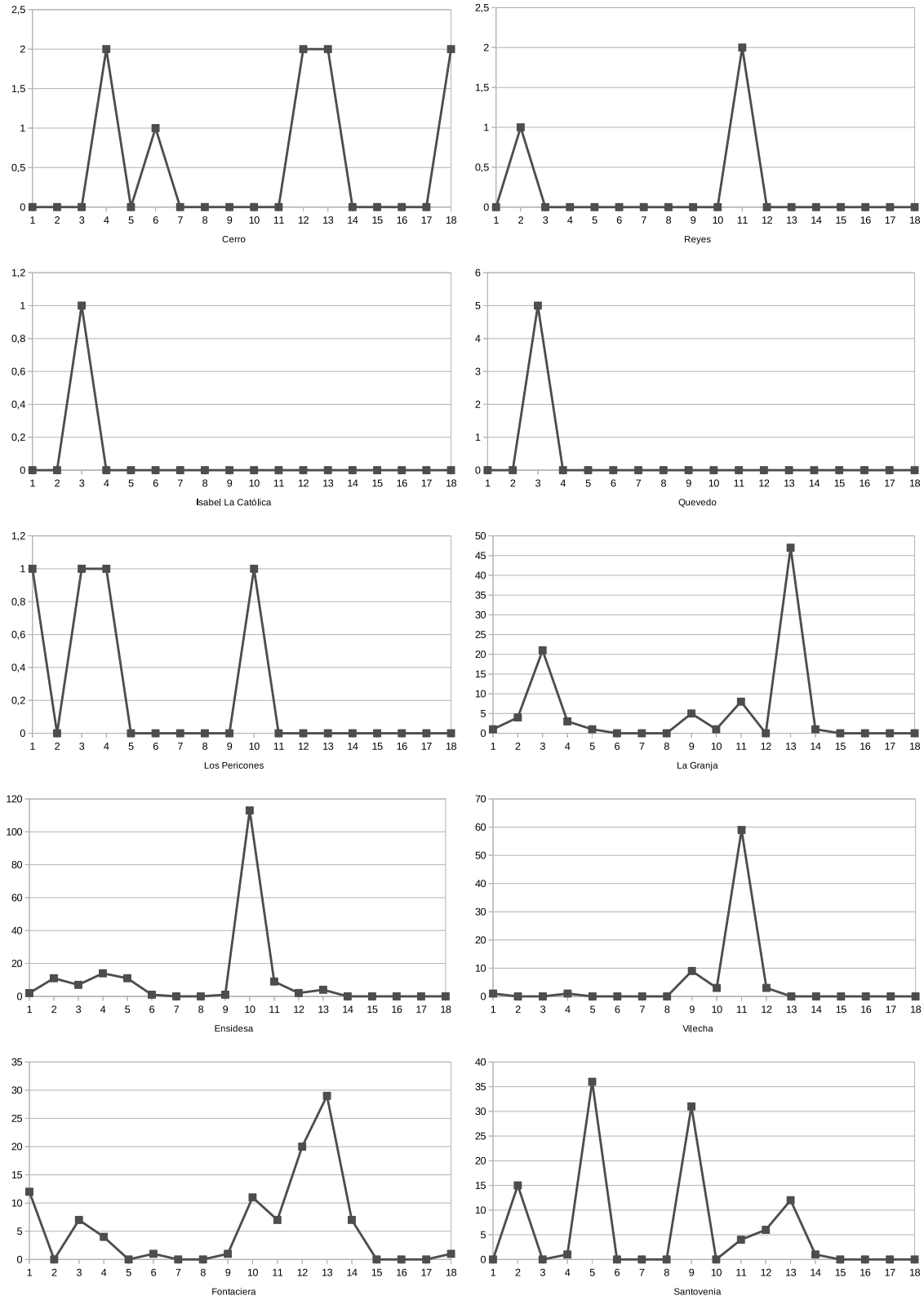


Figura 5.1.4: Familia Silphidae: Abundancias estacionales por muestreo (1-mayo; 2-julio; 3-agosto, 4-septiembre, 5-octubre, 6-diciembre, 7-enero, 8-febrero, 9-abril, 10-mayo, 11-junio, 12-agosto, 13-septiembre, 14-octubre, 15-noviembre, 16-enero, 17-febrero, 18-marzo).

Patzak (2011) estudió los sílfidos atraídos por cadáveres en zonas boscosas y urbanas comparando sus máximos de actividad y encontró que en primavera el máximo en zonas boscosas ocurre una semana después que en las zonas urbanas y que en verano ocurren simultáneamente. Con los escasos ejemplares capturados en los parques urbanos en nuestro muestreo no podemos determinar con seguridad diferencias de este tipo en la mayoría de los casos. Solo es posible realizar la comparación entre el parque de La Granja y el área rural de Santovenia en León y los máximos de actividad en primavera y verano coinciden en ambas localizaciones. No obstante se debe tener en cuenta que en nuestro trabajo no se realizaron muestreos en zonas de bosque.

En el caso de los sílfidos las diferencias que se pueden observar a lo largo del gradiente de urbanización están demasiado marcadas por la escasez de capturas de ejemplares en la mayor parte de los parques urbanos, lo cual creemos que condiciona cualquier análisis realizado basándose en datos de abundancia.

5.1.1.5. Familia Staphylinidae

En el cuadro 5.5 se muestran las abundancias y riqueza de especies en cada área de muestreo para Gijón y León.

En Gijón la abundancia de estafilínidos es moderada, siendo la más alta en el parque del Cerro debido a la importante dominancia de una sola especie, *Ocypus olens* (O. Müller, 1764) con el 83,8 % del total de capturas en ese parque. Le sigue en abundancia total el área rural de Fontaciera, si bien hay que señalar que en Fontaciera se encontró el doble de especies que en el Cerro (24 frente a 12). Otra especie como *Ocypus aethiops* (Waltl, 1835), segunda en número de ejemplares, también se capturó, sobre todo, en parques urbanos. En el área rural de Fontaciera solo destacan las capturas de *Ontholestes murinus* (Linnaeus, 1758) y de *Philonthus succicola* Thomson, 1860 que son dos de las especies con mayor número de capturas recolectadas preferentemente en este área de muestreo.

En León la abundancia de estafilínidos está bastante compensada entre las diferentes áreas de muestreo, correspondiendo la menor al polígono industrial de Vilecha. Solo se puede destacar levemente la presencia de *Megalinus glabratus* (Gravenhorst, 1802) en los parques urbanos de Los Reyes y Quevedo, que siendo la especie más abundante en el cómputo global, su presencia es claramente urbana con tan solo dos ejemplares capturados en el área rural y ninguna en el parque de La Granja y el polígono industrial. Las dos siguientes especies en cuanto a abundancia total son *Xantholinus*

linearis (Olivier, 1795) y *Philonthus jurgans* Tottenham, 1937 y ambas muestran también una preferencia por parques urbanos. Existen varias especies que fueron capturadas de forma exclusiva en el área rural de Santovenia o solo en parques urbanos, pero ya con abundancias muy bajas y poco significativas.

Cuadro 5.1.5: Staphylinidae. Abundancias por áreas de muestreo en Gijón (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

Fam. Staphylinidae

Gijon	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**	**Total**
Bisnius cephalotes			1		1	2
Bisnius fimetarius		2			3	5
Bisnius parcus		3		1	5	9
Bisnius sordidus					2	2
Creophilus maxilosus	1			2	1	4
Gabrius nigritulus					1	1
Gabrius sexualis		1				1
Gyrohypnus fracticornis	1	2	1		1	5
Megalinus glabratus	3	3	1	1	1	9
Ocypus aethiops	7	17	7	1	3	35
Ocypus olens	160	1	7		27	195
Ontholestes murinus				1	22	23
Philonthus addendus					1	1
Philonthus cognatus		1				1
Philonthus corruscus	1		2			3
Philonthus intermedius		4			2	6
Philonthus jurgans			2			2
Philonthus politus		2	1			3
Philonthus spinipes		1			1	2
Philonthus succicola	1	1	8	4	14	28
Philonthus tennuicornis			1		1	2
Philonthus varians		1			2	3
Quedius asturicus					1	1
Quedius cinctus		1				1
Quedius curtipennis					1	1

Cuadro 5.1.5: Continuación...

Quedius latinus			3			3
Quedius levicollis	1	4		3	1	9
Quedius mesomelinus			1			1
Quedius nitipennis		1		1		2
Quedius picipes				2		2
Quedius semiaeneus	1				1	2
Quedius semiobscurus		2	2	1	1	6
Quedius simplicifrons	7			2		9
Tasgius pedator				1		1
Tasgius winkleri	3	2	1		3	9
Xantholinus (Calolinus) sp.		1				1
Xantholinus longiventris	5	6	5		3	19
Abundancia total	191	56	43	20	99	409
N.º especies	12	20	15	12	24	37

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**	**Total**
Bisnius cephalotes		1				1
Bisnius parcus		2	5	5	1	13
Bisnius sparsus		1	4			5
Creophilus maxilosus				1		1
Gabrius nigritulus	1	2		1	5	9
Gauropterus fulgidus					1	1
Gyrohypnus fracticornis		1				1
Heterothops praevius					1	1
Megalinus glabratus	17	27			2	46
Neobisnius lathrobioides				1		1
Ocypus olens			1			1
Ontholestes murinus			1	1	1	3
Othius lapidicola					3	3
Philonthus carbonarius	4	1				5
Philonthus concinnus			1	6	6	13
Philonthus corruscus			2		7	9
Philonthus cruentatus			1			1
Philonthus intermedius		1				1
Philonthus jurgans	4		15	1	1	21

Cuadro 5.1.5: Continuación...

Philonthus nitidicollis					1	1
Philonthus politus			1			1
Philonthus tennuicornis	1					1
Philonthus varians		1	4		7	12
Quedius cinctus				1	1	2
Quedius latinus			1			1
Quedius levicollis					3	3
Quedius mesomelinus		2				2
Quedius nitipennis			1		1	2
Quedius satanas	1					1
Quedius semiaeneus			1	1	14	16
Quedius semiobscurus	1				4	5
Quedius simplicifrons	1			4	2	7
Rabigus tenuis		2				2
Stenistoderus nothus		1				1
Tasgius pedator		1			1	2
Tasgius winkleri			1			1
Xantholinus elegans			12		1	13
Xantholinus gallicus		1				1
Xantholinus linearis	16	2	3	1	3	25
Xantholinus longiventris	2	6	6	1	1	16
Abundancia	48	52	60	24	67	251
N.º especies	10	16	17	12	22	40

En general las abundancias de estafilínidos Staphylininae no son muy altas y son ligeramente mayores en las áreas rurales, con excepción del parque del Cerro en Gijón que a causa de la dominancia de *Ocypus olens* presenta el mayor valor de abundancia. Sustek (1989) señala que en Madrid, estudiando ambientes ruderales fuertemente antropizados en el centro de la ciudad, las especies más tolerantes fueron *Ocypus olens* y *Xantholinus linearis*. De *Ocypus olens* ya hemos comentado su dominancia en el parque del Cerro de Gijón y *Xantholinus linearis*, se capturó en León y su máxima abundancia se encontró en el parque de Los Reyes, en ambos casos en el parque más urbanizado de cada ciudad.

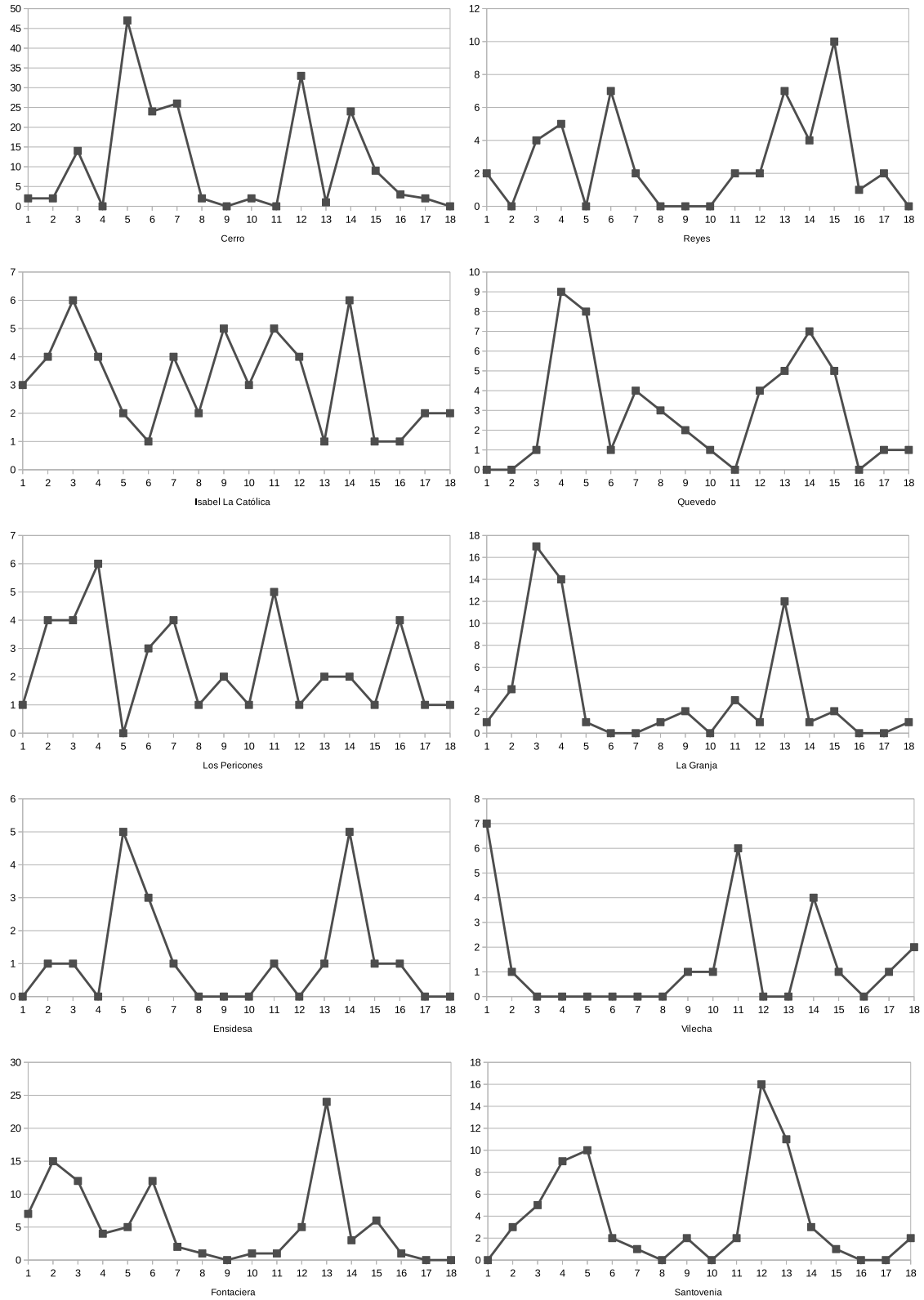


Figura 5.1.5: Familia Staphylinidae: Abundancias estacionales por muestreo (1-mayo; 2-julio; 3-agosto, 4-septiembre, 5-octubre, 6-diciembre, 7-enero, 8-febrero, 9-abril, 10-mayo, 11-junio, 12-agosto, 13-septiembre, 14-octubre, 15-noviembre, 16-enero, 17-febrero, 18-marzo).

Las curvas de abundancia estacional (Figura 5.1.5) nos muestran en Gijón que en las áreas de Ensidesa y de Fontaciera los máximos de actividad coinciden aproximadamente, presentandose en torno al verano-otoño (muestreos 2-3, 5-6, 11-12 y 13-14). Comparando este patrón con el de los parques urbanos, se observa que éstos muestran una gran irregularidad. En el caso del parque del Cerro existe un máximo en el otoño (muestreo 5-6) y otro en verano-otoño (muestreos 12, 14-15), que se deben a las capturas de *Ocypus olens*, especies sobredominantes en ese parque.

En León, en el área rural de Santovenia se observan máximos coincidentes con el paso del verano al otoño (muestreos 4-5 y 12-13). En los tres parques urbanos se observan igualmente máximos en verano-otoño en los mismos muestreos que Santovenia, pero aparecen máximos también en invierno (muestreos 6-8), y el segundo máximo de verano-otoño se alarga desde el principio del verano al final del otoño. En el polígono industrial, sin embargo, parecen producirse máximos en primavera y verano-otoño en el segundo ciclo anual.

Bohac (1999) indicó las diferencias en las dinámicas estacionales de estafilínidos en una gradación desde espacios naturales a diferentes grados de intervención humana, constatando que entre zonas rurales y otras fuertemente degradadas por actividad minera, por ejemplo, se pasa de dos máximos anuales (en especies por metro cuadrado) a uno solo. En nuestro caso, debemos suponer que el estrés urbano en los parques no es suficientemente intenso como para provocar este efecto, al menos en el caso de la subfamilia Staphylininae.

5.1.1.6. Consideraciones generales sobre la abundancia

En líneas generales se observa un descenso de abundancia de todas las familias de coleópteros típicamente saprófagas-necrofagas o necrófilas (Cholevidae, Histeridae y Silphidae) en los cascos urbanos respecto a las zonas más periféricas o rurales. Este hecho concuerda con lo encontrado en otros trabajos que incluyen coleópteros de estas mismas familias (Ulrich et al., 2007; Gibbs & Stanton, 2001).

El descenso de la abundancia de familias saprófagas-necrófilas contrasta con el de las familias típicamente depredadoras no especializadas (Carabidae y Staphylinidae) que muestran un incremento de la abundancia en los parques urbanos, con excepción de los estafilínidos en León, cuya abundancia desciende moderadamente. La relativa alta abundancia de estas familias en los parques donde ocurre, se debe siempre a la dominancia de una o dos especies muy abundantes. Ulrich et al. (2007) en su trabajo con grupos tróficos de coleópteros en trampas cebadas con pescado encuentran un

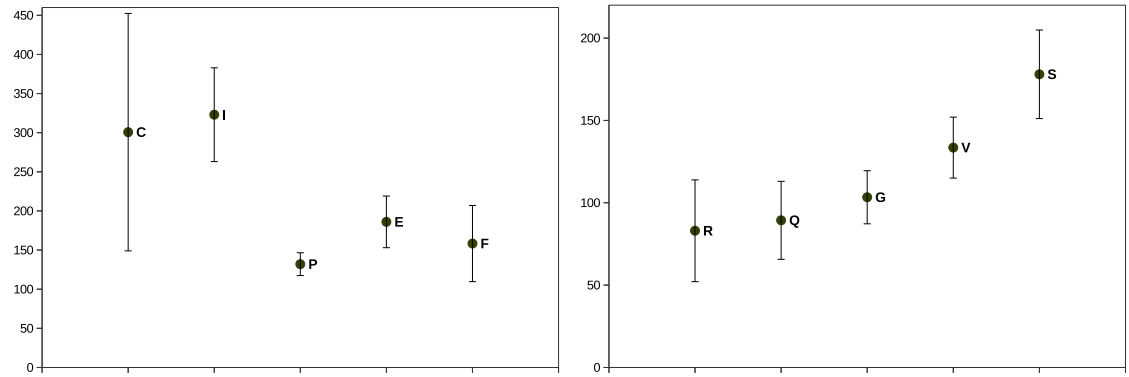


Figura 5.1.6: Abundancia media por unidad de muestreo para el conjunto de las familias estudiadas (C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera) y en León (R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia).

acusado descenso de la abundancia de detritívoros-saprófagos y un descenso más moderado de depredadores en ambientes urbanos respecto a los rurales o forestales muestreados. Estos autores encuentran la explicación a esta diferencia en los niveles de especialización de cada grupo trófico: mientras los detritívoros dependen de recursos tróficos efímeros que en las ciudades son escasos, los depredadores inespecíficos pueden utilizar diferentes microhábitats y presas.

En lo referente a los niveles de especialización trófica podemos decir que con nuestros datos de abundancia se cumple en parte la hipótesis de los especialistas del hábitat o HSH (Magura et al., 2004), dado que desciende el número de coleópteros especializados en un recurso trófico. En este punto puede discutirse si efectivamente la escasez de recursos tróficos para los necrófagos-necrófilos es un indicativo de presión urbana, teniendo en cuenta que son retirados por los servicios de limpieza en su mayor parte y que esa es la causa más probable de su poca disponibilidad. Por otro lado la retirada de deshechos y su depósito en zonas exteriores a la ciudad es una característica de todos los núcleos urbanos y evidentemente afecta a la presencia y abundancia de ciertos grupos de insectos, así que se podría incluir como un elemento más de los que caracterizan la presión urbana sobre la fauna.

Se puede observar en las gráficas de abundancia media por unidades de muestreo para el conjunto de las familias (figura 5.1.6) que a causa de la presencia de algunas especies de coleópteros depredadores inespecíficos (carábidos y estafilínidos) muy abundantes en las áreas urbanas, en Gijón son los dos parques más interiores los de mayor abundancia. En León las abundancias medias siguen el patrón de incremento en gradiente hacia el exterior de la ciudad.

Teniendo en cuenta que nuestros datos de abundancia concuerdan con los de otros trabajos similares, podemos concluir que el estudio de la abundancia como parámetro para determinar el efecto de la presión urbana puede ser útil para las familias de coleópteros saprófagos-necrófagos y necrófilos a causa de su especialización trófica. No tanto para las familias de depredadores no especializados, aunque se observan diferencias importantes entre especies.

5.1.2. Análisis estadístico de la abundancia en el gradiente urbano-rural

En los cuadros 5.1.6 y 5.1.7 se resumen los resultados del análisis con modelos lineales generales para comprobar si los datos de abundancia en Gijón y en León responden al gradiente urbano-rural. La variable de respuesta fue la abundancia de individuos para el total de capturas, de coleópteros depredadores, por familias y para algunas especies representativas por ser capturadas en al menos 7 de las 15 unidades de trampeo en cada área de muestreo. La distribución de error utilizada en el modelo fue la binomial negativa de acuerdo con White & Bennetts (1996). Cuando el resultado del valor Theta (medida del grado de agregación) fue demasiado alto indicaba muy bajo grado de agregación, por lo que se realizó un nuevo análisis bajo la suposición de una distribución de error tipo Poisson.

En Gijón (cuadro 5.1.6) se obtienen respuestas estadísticamente significativas para el caso de la abundancia de familias depredadoras, para los cholévidos, sílfidos y estafilínidos. En el caso de cholévidos y sílfidos su abundancia responde significativamente en sentido negativo a mayores grados de urbanización, pero en el caso de los coleópteros depredadores en general y estafilínidos el incremento de su abundancia en los parques urbanos del Cerro e Isabel la Católica es significativa, a causa de la sobreabundancia de dos especies de carábidos y una de estafilínidos ya comentada. En el cuadro 5.1.6 se observa como las abundancias de las especies de carábidos que se analizaron resultan significativas para *Nebria brevicollis*, *Paranchus albipes* y *Steropus gallega*, más abundantes en parques urbanos y para *Pseudoofonus rufipes* que por su parte es dominante en el área rural. De los cholévidos, las dos especies *Ptomaphagus tenuicornis* y *Sciodrepoides watsoni* también responden al gradiente significativamente, incrementando su abundancia hacia el exterior de la ciudad. En histéridos, aunque la familia en conjunto no presenta una respuesta estadísticamente significativa, las especies más relevantes, *Saprinus semistriatus* y *Margarinotus brunneus* si tienen una respuesta significativa al gradiente en el sentido de incrementar

su abundancia fuera de la ciudad, pero *Kissister minimus* también muestra una respuesta significativa pero en sentido contrario, ya que es una especie más abundante en los parques urbanos.

En los sílfidos la respuesta es significativa en todos los casos al incremento de abundancia fuera de la ciudad. En los estafilínidos solo *Ocypus olens* y *Philonthus succicola* presentan una respuesta significativa al gradiente, la primera especie al incrementar significativamente su abundancia en las áreas urbanas y la segunda al ser más abundante en el área rural.

En León (Cuadro 5.1.7) ni el total de familias de coleópteros ni las de depredadores responden signficativamente al gradiente. Por familias, los carábidos responden significativamente y todas las especies analizadas, también con excepción de *Calathus fuscipes* (Goeze, 1777). *Pseudoofonus rufipes*, *Trechus obtusus* Erichson, 1837 y *Trechus quadristriatus* (Shrank, 1781) incrementan su abundancia en el área rural de Santovenia, mientras que *Nebria brevicollis*, como es conocido, lo hace en los parques urbanos de Los Reyes y Quevedo de forma dominante. La familia Cholevidae no responde significativamente al gradiente, pero las especies analizadas sí lo hacen incrementando su abundancia hacia el exterior de la ciudad. La familia Histeridae responde significativamente y todas las especies con excepción de *Kissister minimus* tambien lo hacen, al incrementar su abundacia hacia el exterior del casco urbano. Los sílfidos responden significativamente en todos los casos por su mayor abundancia en las áreas periurbanas y rural. La familia Staphylinidae responde significativamente, así como la mayor parte de las especies analizadas, pero *Megalinus glabratus* y *Xantholinus linearis* son especies significativamente más abundantes en los parques urbanos y *Bisnius parcus* (Sharp, 1874) lo es en las áreas periurbanas en el parque de La Granja y el polígono industrial de Vilecha.

Los datos que aporta el análisis con modelos lineales generales de la respuesta de la abundancia al gradiente urbano-rural estudiado vienen a corroborar estadísticamente las observaciones realizadas en los datos del número de capturas y la consideración general de que la abundancia es un parámetro a tener en cuenta para evaluar los efectos de la presión urbana, si bien hay algunas diferencias entre familias, grupos tróficos y especies.

Cuadro 5.1.6: Gijón: Resultados del análisis con modelos lineales generales para la abundancia total, de depredadores, abundancia por familas y de las especies más representativas (capturadas en al menos 7 de los 15 emplazamientos de unidades de trampeo). gl (grados de libertad), C es el coeficiente intercept en el modelo. Theta es una medida del grado de agregación, más cuanto menor es su valor. C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera.

	Devianza					Coeficientes				
	Nula	Resid. Gradiente	p	Theta	Theta sd	C	I	P	E	F
gl residuales	13	9								
Total N	22,19	14,54	0,105	4,25	1,590	5,778	-0,895	0,072	-0,552	-0,713
Depredadores N	26,94	14,96	**0,018**	2,288	0,829	5,769	-1,359	-0,089	-1,321	-1,191
Carabidae N	23,78	16,13	0,105	0,926	0,318	5,403	0,279	-1,331	-1,292	-1,574
Nebria brevicollis	42,66	16,2	**< 0,001**	0,984	0,414	5,041	-0,742	-2,133	-4,125	-4,060
Paranchus albipes	525,59	230,13	**< 0,001**			-1,099	0,693	4,634	-15,204	-15,204
Pseudoophonus rufipes	24,2	8,87	**0,004**	0,348	0,215	-19,79	18,69	18,69	20,48	22,79
Steropus gallega	46,68	15,82	**< 0,001**	0,938	0,427	4,007	1,236	-4,413	-0,179	-2,333
Cholevidae N	412,98	183,67	**< 0,001**			1,540	-0,693	2,338	1,025	1,827
Ptomaphagus tenuicornis	32,4	12,13	**< 0,001**	0,600	0,309	1,299	-2,398	2,338	-20,09	0,547
Sciodrepoides watsoni	26,85	15,13	**0,020**	1,171	0,615	8,76E-16	0,511	2,335	1,253	2,565
Histeridae N	18,16	14,99	0,529	2,520	1,210	1,992	0,128	0,241	0,682	0,841
Saprinus semistriatus	34,86	12,81	**< 0,001**	2,47	3,18	-19,79	19,39	19,79	21,93	20,64
Kissister minimus	25,41	11,9	**0,009**	0,807	0,522	1,946	-3,045	-0,154	-20,738	-1,946
Margarinotus brunneus	46,49	6,72	**< 0,001**	11,6	22,2	-22,79	23,08	-4,03E-11	24,4	24,58
Silphidae N	558,67	22,23	**< 0,001**			1,099	-2,197	-0,811	3,373	2,408
Nicrophorus vespillo	24,98	6,58	**0,001**			-1,099	-18,2	7,33E-16	2,015	2,079
Silpha tristis	39,64	11,68	**< 0,001**	0,853	0,600	-4,055	3,376	3,314	-19,39	1,33E-16
Thanatophilus sinuatus	396,2	14,14	**< 0,001**			0,693	-1,792	-1,792	3,458	1,642
Staphylinidae N	28,67	13,92	**0,005**	2,800	1,090	4,154	-1,227	-1,491	-1,851	-0,657
Ocypus olens	50,2	11,97	**< 0,001**	1,057	0,526	3,977	-5,075	-3,129	-23,768	-1,779
Ocypus aethiops	24,63	13,27	0,023	4,860	5,580	8,473	0,887	1,39E-16	-1,54	-0,847
Philonthus succicola	33,41	14,63	**< 0,001**	14,300	43,900	-1,099	9,23E-16	2,079	1,792	2,639
Xantholinus longiventris	21,82	15,56	0,181	7,600	23,400	0,511	0,182	4,54E-17	-20,3	0,511

Cuadro 5.1.7: León: Resultados del análisis con modelos lineales generales para la abundancia total, de depredadores, abundancia por familas y de las especies más representativas (capturadas en al menos 7 de los 15 emplazamientos de unidades de trampeo). gl (grados de libertad), G es el coeficiente intercept en el modelo. Theta es una medida del grado de agregación, más cuanto menor es su valor. R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia.

	Devianza					Coeficientes				
	Nula	Resid. Gradiente	p	Theta	Theta sd	R	Q	G	V	S
gl residuales	13	9								
Total N	17,11	14,55	0,635	6,1	2,47	-0,037	0,07	4,3	0,136	0,435
Depredadores N	20,37	14,55	0,214	5,93	2,41	0,025	-0,476	4,361	0,021	0,375
Carabidae N	36,54	15,25	**<0,001**	3	1,31	1,603	1,688	2,367	-0,495	1,41
Calathus fuscipes	25,89	14,27	0,02	1,61	1,18	-0,799	-2,996	1,897	-2,59	-1,05
Nebria brevicollis	115,22	8,12	**<0,001**	3,77	1,96	2,551	2,69	1,299	-23,091	-23,091
Pseudoophonus rufipes	353,74	151,61	**<0,001**			-2,51E-11	16,2	-17,3	1,82E-13	20,42
Trechus obtusus	28,35	11,73	**0,002**	0,844	0,492	20,3	20,08	-19,79	21,18	22,38
Trechus quadristriatus	27,82	15,78	**0,017**	3,96	4,85	1,386	1,609	-1,099	1,792	2,773
Cholevidae N	23,78	16,07	0,103	0,782	0,345	-2,38	-1,281	2,89	-0,325	0,315
Catops coracinus	17,2	13	0,38	5,5	11,3	-1,386	-0,288	0,288	-0,981	0,406
Catops fuliginosus	26,2	11,18	**0,005**	3,98	5,73	-21,079	-0,288	0,288	-0,981	1,099
Catops fuscus	19,48	15,13	0,361	0,604	0,312	-2,037	-1,056	2,037	0,406	-0,14
Sciodrepoides watsoni	19,92	11,26	0,07	0,34	0,197	-3,135	-3,135	2,037	-2,73	0,448
Histeridae N	30,74	13,36	**0,002**	2,4	1,15	-1,099	-1,705	2,398	0,78	0,31
Kissister minimus	21,97	14,81	0,128	0,966	0,574	-1,042	-2,833	1,735	-0,348	0,111
Margarinotus brunneus	26,42	14,83	**0,021**	6,9	11,4	-0,811	-2,197	1,099	0,511	-0,588
Saprinus detersus	46,69	10,76	**<0,001**	2,59	1,95	-2,41E-16	3,47E-16	-1099	3,773	2,197
Saprinus semistriatus	21,36	10,51	**0,028**	1,351	0,999	-20,485	-0,693	0,693	-1,386	0,693
Silphidae N	60,61	17,78	**<0,001**	2,37	1,44	-3,773	-2,856	3,367	0,244	-0,047
Thanatophilus rugosus	39,99	11,06	**<0,001**	1,397	0,87	-20,639	-1,946	0,847	1,35	1,815
Thanatophilus sinuatus	72,19	18,32	**<0,001**	3,92	2,72	-3,689	-2,996	3,283	0,049	-0,693
Staphylinidae N	30	15,93	**0,007**	3,98	2,65	0,916	0,972	1,54	-0,288	-0,693
Bisnius parcus	24,11	11,73	**0,014**			-18,813	-0,916	0,511	0,406	-1,609
Megalinus glabratus	58,2	10,86	**<0,001**	6,22	8,03	22,53	22,99	-20,79	-1,00E-07	20,39
Xantholinus linearis	23,36	13,11	**0,037**	1,86	1,48	1,674	-0,406	-3,57E-17	-0,693	-1,65E-16
Xantholinus longiventris	18,95	11,8	0,128			-1,099	2,73E-12	0,693	-1,386	-1,792

5.1.3. Capturas en función del tipo de trampa

Las capturas de los diferentes grupos de coleópteros presentan diferencias en cuanto al tipo de trampa utilizada. Aunque cada grupo de tres trampas con distintos contenidos (hígado, cerveza y agua) constituían una unidad de trampeo, resulta interesante comparar las capturas absolutas y relativas de cada familia y de algunas de las especies más relevantes (más de 50 ejemplares capturados y alguna otra significativa). En los cuadros 5.1.8 y 5.1.9 se resumen estos datos.

En Gijón los datos de carábidos indican que el mayor número de capturas ocurrió en trampas con cerveza, pero este hecho se debe principalmente a las capturas de *Steropus gallega* y si obviamos esta especie vemos que el resto fueron capturadas por igual en los tres tipos de trampa. En León parece que las trampas con agua obtuvieron un rendimiento en general mayor que las otras dos, pero en este caso la especie más abundante, *Nebria brevicollis,* que supone casi la mitad de los ejemplares, se capturó sobre todo en trampas con agua, influyendo obviamente en el total.

Cuadro 5.1.8: Gijón. Capturas absolutas y relativas por tipo de trampa (H: hígado, C: cerveza, A: agua).

	N	H	C	A	% H	% C	% A
Fam. Carabidae	1982	550	839	593	27,75	42,33	29,92
Nebria brevicollis	753	213	244	296	28,29	32,40	39,31
Paranchus albipes	106	50	20	36	47,17	18,87	33,96
Pseudoophonus rufipes	66	16	39	11	24,24	59,09	16,67
Steropus gallega	843	200	466	177	23,72	55,28	21,00
Resto Carábidae	214	71	70	73	33,18	32,71	34,11
Fam. Cholevidae	279	200	49	30	71,68	17,56	10,75
Ptomaphagus tenuicornis	145	68	47	30	46,90	32,41	20,69
Sciodrepoides watsoni	85	85	0	0	100	0	0
Resto Cholevidae	49	47	2	0	95,92	4,08	0
Fam. Histeridae	155	93	23	39	60,00	14,84	25,16
Kissister minimus	43	18	6	19	41,86	13,95	44,19
Onthophilus striatus	20	2	11	7	10,00	55,00	35,00
Resto Histeridae	92	73	6	13	79,35	6,52	14,13
Fam. Silphidae	289	241	25	23	83,39	8,65	7,96
Silpha tristis	98	53	25	20	54,08	25,51	20,41
Thanatophilus sinuatus	166	166	0	0	100	0	0
Resto Silphidae	25	22	0	3	88,00	0	12,00
Fam. Staphilinidae	409	186	120	103	45,48	29,34	25,18
Ocypus olens	195	62	68	65	31,79	34,87	33,33
Resto Staphylinidae	214	124	52	38	57,94	24,30	17,76
Total	3114	1270	1056	788	40,78	33,91	25,31

Cuadro 5.1.9: León. Capturas absolutas y relativas por tipo de trampa (H: hígado, C: cerveza, A: agua).

	N	H	C	A	% H	% C	% A
Fam. Carabidae	640	186	186	268	29,06	29,06	41,88
Nebria brevicollis	314	106	80	128	33,76	25,48	40,76
Pseudoophonus rufipes	69	14	29	26	20,29	42,03	37,68
Trechus obtusus	57	16	18	23	28,07	31,58	40,35
Resto Carabidae	200	50	59	91	25,00	29,50	45,50
Fam. Cholevidae	222	187	29	6	84,23	13,06	2,70
Catops fuscus	77	59	15	3	76,62	19,48	3,90
Sciodrepoides watsoni	62	62	0	0	100	0	0
Resto Cholevidae	83	66	14	3	79,52	16,87	3,61
Fam. Histeridae	233	189	22	22	81,12	9,44	9,44
Kissister minimus	51	8	21	22	15,69	41,18	43,14
Resto Histeridae	182	181	1	0	99,45	0,55	0
Fam. Silphidae	282	280	2	0	99,29	0,71	0
Thanatophilus rugosus	69	69	0	0	100	0	0
Thanatophilus sinuatus	182	182	0	0	100	0	0
Resto Silphidae	31	29	2	0	93,55	6,45	0,00
Fam. Staphylinidae	251	109	74	68	43,43	29,48	27,09
Total	1628	951	313	364	58,42	19,23	22,36

Respecto a los cholévidos, fueron capturados en trampas de hígado mayoritariamente, tanto en Gijón como en León, con algunas capturas en cerveza y agua que en Gijón corresponden casi en su totalidad a *Ptomaphagus tenuicornis* y en León están más repartidas entre distintas especies, pero son testimoniales.

Con los histéridos ocurre algo similar al caso anterior, capturados, sobre todo, en trampas de hígado en ambas localidades, pero existen algunas capturas en cerveza y agua que en Gijón y León sobre todo se deben a *Kissister minimus*.

Los sílfidos fueron capturados preferentemente en trampas de hígado, con pocas excepciones, que en Gijón se deben a *Silpha tristis* y en León son muy escasas, pero debidas a especies del género *Silpha*.

Aunque la preferencia de cholévidos, histéridos y sílfidos por el hígado es evidente, los sílfidos son el grupo más necrófago (83, 39 % y 99,29 %), seguido de los cholévidos (71,68 y 84,23 %) e histéridos (60 % y 81,12 %), en la línea de lo argumentado por investigadores como Ruzicka (1994) respecto a cholévidos y sílfidos.

Las trampas que capturaron un número mayor de estafilínidos fueron las de hígado en Gijón y en León, a pesar de que en Gijón *Ocypus olens*, el más abundante, no mostró preferencia por ningún tipo de trampa.

Considerando los datos globales de todas las familias sumadas, las trampas de hígado aportaron el mayor número de ejemplares. Las familias de depredadores generalistas (carábidos y estafilínidos) fueron capturadas en los tres tipos de trampas y respecto a los saprófagos-necrófagos obviamente se capturaron con hígado, pero hay algunas especies que se ven atraídas por otros tipos de líquidos. De manera que se puede concluir que utilizar baterías de tres trampas de diferente contenido ayuda a obtener una representación más amplia de las comunidades de estas familias en el medio urbano.

5.1.4. Modelos de distribución de abundancias

Se muestran los resultados del ajuste a los modelos de acumulación de abundancias para el conjunto de las cinco familias y para los coleópteros depredadores en los cuadros 5.1.10 y 5.1.11. Dado que para los modelos geométrico y vara quebrada ("broken stick") no hubo resultados positivos, se obvian y se presentan los resultados para los modelos logarítmico y normal logarítmico.

Para el conjunto de familias en Gijón encontramos que las distribuciones de abundancias de los tres parques urbanos y del polígono industrial se ajustan en mayor medida a un modelo normal logarítmico, y el área rural de Fontaciera se ajusta a un modelo logarítmico. En León ocurre algo similar: los parques de Los Reyes, Quevedo y el área industrial se ajustan mejor a un modelo normal logarítmico; el parque de La Granja no se ajusta a ningún modelo, aunque al que más se acerca es al normal logarítmico, y el área rural de Santovenia se ajusta claramente a un modelo logarítmico.

Estos resultados nos indican, segun la interpretación biológica habitual de cada modelo de distribución de abundancia, que las áreas menos urbanizadas (Fontaciera y Santovenia) tendrían unas comunidades propias de lugares sometidos a estrés, mientras que las comunidades de las áreas urbanas serían, en general, más estables y en equilibrio, aunque existen distintos grados de ajuste al modelo.

En cuanto a los ajustes a modelos de distribución realizados con datos de familias de coleópteros depredadores, hay alguna variación. En Gijón, en todos los casos, la distribucion de abundancias se ajusta al modelo normal logarítmico, aunque es en el área industrial y el parque de Isabel la Católica donde mayor grado de ajuste hay. El área rural de Fontaciera se ajusta a los dos modelos moderadamente, pero mejor al normal logarítmico. En León, el parque de La Granja y el polígono industrial de Vilecha presentan los mejores ajustes al modelo logarítmico, y el parque de Quevedo,

el mejor al modelo normal logarítmico, mientras que el área rural de Santovenia se ajusta moderadamente a los dos modelos, pero algo mejor al logarítmico.

Cuadro 5.1.10: Resultados del ajuste a los modelos de distribución de abundancia del **conjunto de las familias** para cada área de muestreo. En negrita indica ajuste al modelo, p ≥0,05. C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera y R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia.

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**
Serie logarítmica	α= 6,219	α= 9,218	α= 10,35	α= 11,76	α= 18,17
	x = 0,9932	x = 0,9906	x = 0,9745	x = 0,9693	x = 0,9631
	χ^2= 559,3	χ^2=1266	χ^2= 166,9	χ^2= 198,8	χ^2= 24,34
	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001	**p = 0,9457**
Serie log-normal	med = -1,08	med = 1,39	med = 0,57	med = 0,17	med = 0,09
	var = 1,973	var = 1,783	var = 1,084	var = 0,6295	var = 0,6295
	χ^2= 2,04	χ^2= 1,456	χ^2= 2,383	χ^2= 1,8	χ^2= 6,669
	p = 0,5641	**p = 0,6924**	**p = 0,4968**	**p = 0,6150**	**p = 0,0833**

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**
Serie logarítmica	α= 10,64	α= 12,09	α= 15,89	α= 17,59	α= 23,31
	x = 0,959	x = 0,9568	x = 0,9512	x = 0,9382	x = 0,9582
	χ^2= 271,5	χ^2= 407,1	χ^2= 49,79	χ^2= 37,38	χ^2= 23,27
	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,0068	**p = 0,1201**	**p = 0,9957**
Serie log-normal	med = 0,08	med = -0,25	med= 0,01	med = 0,01	med = 0,09
	var = 0,5482	var = 0,5683	var = 0,604	var = 0,509	var = 0,5998
	χ^2= 2,542	χ^2= 1,399	χ^2= 10,58	χ^2= 5,333	χ^2= 10,85
	p = 0,2806	**p = 0,4968**	p = 0,0142	**p = 0,149**	p = 0,0283

Aunque en los modelos, utilizando solo los datos de depredadores, la situación varía algo, lo cierto es que se sigue encontrando que en los parques más urbanos la distribución es normal logarítmica y a medida que nos alejamos de la influencia urbana, las distribuciones de abundancia se acercan más a la logarítmica, cuando deberíamos esperar lo contrario.

Estos resultados que no se ajustan a lo previsto dan lugar a dos posibilidades según nuestro criterio:

1. Las comunidades de los parques urbanos no están sometidas al estrés que se supone. Esto no parece confirmarse con los datos de diversidad alfa (tanto riqueza como índices basados en abundancia proporcional, ver en los apartados correspondientes), que disminuye a medida que nos alejamos de las zonas más urbanizadas, suponiendo siempre que la reducción de la diversidad refleja

el grado de estrés ambiental, de acuerdo con la hipótesis de la perturbación creciente (Gray, 1989).

2. Se han recogido pequeñas muestras tomadas de comunidades grandes de especies, en especial en las áreas rurales. Este parece más probable, ya que los valores de las curvas de acumulación de especies y de los estimadores no paramétricos de riqueza, nos indican que las comunidades estudiadas son más ricas de lo que el muestreo ha detectado, en especial en las áreas rurales.

Cuadro 5.1.11: Resultados del ajuste a los modelos de distribución de abundancia de las **familias de depredadores** para cada área de muestreo (en negrita indica ajuste al modelo, p ≥0,05). C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera y R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia.

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**
Serie logarítmica	α= 5,029	α= 8,164	α= 10,23	α= 10,53	α= 17,35
	x = 0,9943	x = 0,9916	x = 0,9602	x = 0,942	x = 0,9439
	χ^2= 450,4	χ^2=112,8	χ^2= 142,5	χ^2= 157,4	χ^2= 35,98
	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001	**p = 0,1742**
Serie log-normal	med = -2,35	med = -1,27	med = -0,17	med = -0,15	med = 0,45
	var = 3,211	var = 1,79	var = 0,6469	var = 0,5081	var = 0,4992
	χ^2= 3,247	χ^2= 2,054	χ^2= 1,618	χ^2= 1,01	χ^2= 3,928
	p = 0,1972	**p = 0,5613**	**p = 0,4454**	**p = 0,6035**	**p = 0,2694**
León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**
Serie logarítmica	α= 8,284	α= 9,034	α= 16,07	α= 16,48	α= 20,56
	x = 0,9659	x = 0,9639	x = 0,8975	x = 0,9069	x = 0,9433
	χ^2= 230,3	χ^2= 366,3	χ^2= 7,653	χ^2= 15,90	χ^2= 37,28
	p < 0,001	p < 0,001	**p = 0,9834**	**p = 0,6636**	**p = 0,2787**
Serie log-normal	med = -0,16	med = -1,21	med= -0,04	med = 0,14	med = 0,09
	var = 0,6643	var = 1,129	var = 0,4254	var = 0.3228	var = 0,4873
	χ^2= 2,427	χ^2= 0,2106	χ^2= 6,4	χ^2= 4,342	χ^2= 5,064
	p = 0,2971	**p = 0,6463**	p = 0,0408	**p = 0,1140**	**p = 0,1672**

Cuando se toman pequeñas muestras de comunidades con un número de especies que se estima mayor de lo encontrado, la distribución espacial de los individuos puede hacer variar el ajuste a un modelo de abundancia determinado. En efecto, si los individuos se distribuyen de manera uniforme y aleatoria en una comunidad extensa, se espera que haya una distribución log-normal, pero usualmente aparecen en agregados, en forma de "distribuciónes contagiosas" que, dependiendo de donde se haya muestreado, pueden hacer que los datos obtenidos se ajusten a una distribución menos equitativa (Odum & Barret, 2006). Esta nos parece una posible

explicación a la aparente contradicción que hemos encontrado entre estos resultados y los obtenidos en otros análisis.

Evaluando la posibilidad de utilizar las curvas de distribución de abundancia, ajustadas a modelos, como posibles indicadoras de estrés ambiental urbano, encontramos que solo sería posible utilizarlas si el muestreo es suficientemente representativo de la comunidad. Para ello sería necesario al menos estimar la calidad del muestreo, por ejemplo con curvas de acumulación de especies ajustadas a un modelo asintótico y con ello diseñar muestreos representativos que no den lugar a sesgos derivados de una posible distribución espacial en agregados.

5.2. Estudio de la diversidad

5.2.1. Riqueza de especies como indicadora

Entre los objetivos propuestos en este trabajo está determinar si se cumple la Hipótesis de la perturbación creciente (Gray, 1989) que supone que la riqueza de especies puede disminuir progresivamente a medida que se incrementa el nivel de perturbación. Esta es la base para determinar si la riqueza de especies es un parámetro de las comunidades de coleópteros susceptible de ser utilizado como indicador de presión urbana.

5.2.1.1. Riqueza de especies (S)

La riqueza de especies por familias y total se presenta en los cuadros 5.2.1 y 5.2.2, y la riqueza media por unidad de trampeo (grupo de tres trampas con diferente cebo) del total de familias en Gijón y León, en la figura 5.2.1.

En Gijón se observa que a medida que disminuye el grado de urbanización en el gradiente hacia el área rural, la riqueza de especies se incrementa en el total y en todas las familias de coleópteros con excepción de los carábidos donde no existen grandes variaciones. No es la primera vez que se observa que la riqueza de carábidos en un gradiente urbano-rural no varía significativamente o incluso es mayor en ambientes urbanos (Alaruikka et al., 2003; Magura et al., 2004; Elek & Lövei, 2005; Deichsel, 2006), pero otros trabajos, sin embargo, concluyen todo lo contrario (Niemelä, et al., 2002; Ishitani et al., 2003; Weller & Ganzhorn, 2004). Deichsel (2006) indica a este respecto que pequeñas diferencias en las capturas, aun empleando el mismo método

de muestreo, pueden dar lugar a conclusiones diferentes y cita un ejemplo basado en los trabajos que se citan arriba.

Cuadro 5.2.1: Gijón: Valores de riqueza de especies (S) y porcentaje respecto a la riqueza total de cada familia para cada área de muestreo. C: Cerro de Santa Catalina, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: Ensidesa, polígono Somonte, F: Fontaciera.

	C	% C	**I**	% I	**P**	% P	**E**	% E	**F**	% F	**Total S**
Carabidae	**12**	33,33	**12**	33,33	**13**	36,11	**14**	38,89	**13**	36,11	**36**
Cholevidae	**2**	28,57	**3**	42,86	**2**	28,57	**5**	71,43	**5**	71,43	**7**
Histeridae	**2**	13,33	**7**	46,67	**5**	33,33	**4**	26,67	**12**	80,00	**15**
Silphidae	**3**	42,86	**1**	14,29	**3**	42,86	**6**	85,71	**6**	85,71	**7**
Staphylinidae	**12**	32,43	**20**	54,05	**15**	40,54	**12**	32,43	**24**	64,86	**37**
Total S	**31**	30,39	**43**	42,16	**38**	37,25	**41**	40,20	**60**	58,82	**102**

En nuestro caso observamos la presencia, en los parques urbanos, de varias especies del género *Carabus* y *Leistus*, típicas de hábitats forestales, pero que no fueron capturadas en el área rural, resultando en una diferencia que compensa los datos de riqueza de especies entre áreas de muestreo urbanas y no urbanas. Elek & Lövei (2005) afirman que en determinadas condiciones la urbanización puede incrementar la riqueza de especies de ciertos artrópodos, permitiendo la supervivencia de algunas especies forestales. Estos autores explican estos resultados, en su trabajo con carábidos, argumentando que la mayor riqueza que se encontraron en zonas urbanas fue causada por especies atraídas por la humedad, ya que muestrearon en un parque urbano en las cercanías de un lago, y que además la gestión de ese parque ha dado lugar a cierta heterogenidad de hábitats. Los dos parques urbanos del Cerro y de Isabel la Católica cumplen algunas de estas condiciones: el parque del Cerro presenta una elevada humedad al existir un acuífero que humedece buena parte del suelo y encontrarse abierto al mar; el parque de Isabel la Católica cuenta con dos lagunas, está construido sobre unas antiguas marismas y presenta gran heterogeneidad en el diseño, por lo que no podemos descartar un efecto similar al que nos describen los autores que citamos.

En León ocurre algo similar a Gijón con los valores de riqueza, con la diferencia de que la única familia que no presenta el mayor valor de riqueza en el área rural es la familia Histeridae. No existen muchos trabajos sobre la familia Histeridae en gradientes urbanos, pero Santamaría (1990) en el ecosistema urbano de León observó que la riqueza de especies de histéridos era mayor en la periferia de la ciudad y se reducía en los parques ubicados en el centro. En nuestro caso podemos ver que el parque de La Granja y el polígono industrial presentan la mayor riqueza de especies

Cuadro 5.2.2: León: Valores de riqueza de especies (S) y porcentaje respecto a la riqueza total de cada familia para cada área de muestreo. R: Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: Vilecha, S: Santovenia.

	R	% R	**Q**	% Q	**G**	% G	**V**	% V	**S**	% S	**Total S**
Carabidae	**10**	24,39	**10**	24,39	**10**	24,39	**12**	29,27	**28**	68,29	**41**
Cholevidae	**4**	40,00	**6**	60,00	**6**	60,00	**7**	70,00	**9**	90,00	**10**
Histeridae	**8**	38,10	**4**	19,05	**11**	52,38	**15**	71,43	**9**	42,86	**21**
Silphidae	**2**	33,33	**2**	33,33	**4**	66,67	**3**	50,00	**6**	100,00	**6**
Staphylinidae	**10**	25,00	**16**	40,00	**17**	42,50	**12**	30,00	**22**	55,00	**40**
Total S	**34**	28,81	**38**	32,20	**48**	40,68	**49**	41,53	**74**	62,71	**118**

y, en todo caso, en Santovenia la riqueza es mayor que en los parques urbanos de Los Reyes y Quevedo, lo cual creemos que coincide con lo observado en el mencionado trabajo de Santamaría (1990).

En general las familias de coleópteros saprófagos-necrófagos y necrófilos incrementan su riqueza a medida que se reduce el grado de urbanización, mientras que para las familias de depredadores no especializados también ocurre con la excepción comentada de los carábidos de Gijón. Ulrich et al. (2007, 2008) encontraron que el número de especies en el centro urbano y en su periferia se reduce respecto a zonas boscosas y áreas abiertas no urbanas en el caso de necrófagos y de depredadores que acuden a cadáveres. Este descenso es menos acusado en estos últimos, tal y como ocurre también con nuestros datos, donde muchos de los depredadores capturados, en especial estafilínidos, acudieron al cebo de hígado.

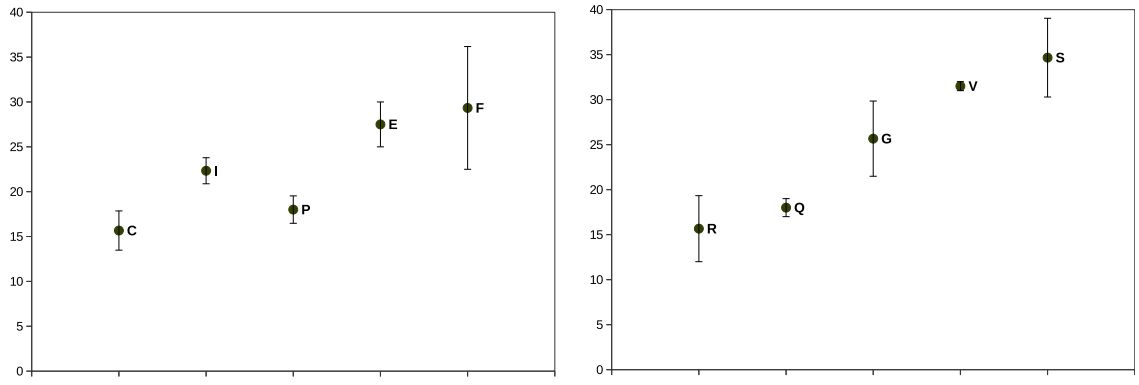


Figura 5.2.1: Gráfica comparativa de riqueza de especies media por unidad de trampeo y por áreas de muestreo para el conjunto de las familias en cada área de muestreo. Gijón (gráfica izquierda): C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

Se puede decir que en general la riqueza de especies guarda una relación inversa con el grado de urbanización y que ésta es una medida de diversidad que se ve afectada por el efecto de la presión urbana. Las excepciones, al no guardar un patrón común en ambas ciudades, las consideraremos efectos aleatorios.

5.2.1.2. Análisis estadístico de la riqueza en el gradiente urbano-rural

Para comprobar la respuesta de la riqueza de especies al gradiente estudiado en Gijón y León, se realizó un análisis con modelos lineales generales a los valores de riqueza de especies, medidos como número de especies (S). En el modelo utilizado la variable de respuesta fue el número de especies y se consideró una distribución de errores de Poisson. Los resultados se muestran en el cuadro 5.2.3.

Tan solo la riqueza de depredadores muestra una respuesta significativa al gradiente de urbanización en ambas ciudades, junto a la familia Silphidae en Gijón. Este test estadístico nos indica que la riqueza del conjunto de las familias estudiadas, en ambas ciudades, no responde significativamente al gradiente, pero sí lo hacen las familias de depredadores por separado. Con la familia Silphidae hay que tener en cuenta que el número de especies con que se trabajó fue muy escaso.

5.2.1.3. Índices de riqueza

Los índices de riqueza calculados en ambas ciudades, tanto para el conjunto de familias como para las de depredadores, siguen el mismo patrón incrementando su valor en el gradiente de la ciudad hacia el entorno rural, donde alcanzan sus máximos valores (Cuadros 5.2.4 y 5.2.5). Estos datos vuelven a indicar que la riqueza de especies, esta vez evaluada con índices, se ve afectada negativamente por el grado creciente de urbanización.

El índice alfa de Williams es tal vez el más explícito y claro de los utilizados, y teniendo en cuenta que se trata de un índice que no se ve influido por el tamaño muestral, podría ser el más útil como indicador de presión urbana. Este índice además se perfila, por esta característica, como el más adecuado para comparar valores de riqueza entre diferentes áreas de estudio y diferentes muestreos. En nuestro caso podemos comprobar que para el conjunto de familias de coleópteros en León su valor es mayor que en Gijón, indicando mayor riqueza, pero cuando consideramos sólo las familias de coleópteros depredadores, es Gijón el que presenta mayor valor para este índice.

Cuadro 5.2.3: Resultados del análisis con modelos lineales generales para la riqueza de especies para el total de familias, de depredadores y abundancia por familas. C y G son los coeficientes intercept en el modelo. gl grados de libertad. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	Devianza			Coeficientes				
	Nula	Resid. Gradiente	p					
gl residuales	13	9						
Gijón				C	I	P	E	F
Total S	16,4	11,47	0,295	1,792	0,288	-0,057	0,46	-0,182
Depredadores S	24,37	14,85	**0,049**	3,06	-0,288	-0,421	-0,065	0,09
Carabidae S	16,4	11,47	0,295	1,792	0,288	-0,057	0,46	-0,182
Cholevidae S	10,49	6,17	0,365	0,288	0,223	0,406	1,099	0,693
Histeridae S	17,75	8,65	0,058	0,288	1,099	0,56	0,812	1,386
Silphidae S	30	10,43	**< 0,001**	0,288	-1,386	-0,288	1,216	1,179
Staphylinidae S	14,05	5,55	0,075	1,735	0,386	0,211	0,137	0,75
León				R	Q	G	V	S
Total S	11,4	8,52	0,578	-0,392	-0,114	2,512	-0,027	-0,056
Depredadores S	29,14	7,95	**< 0,001**	-0,025	0,364	2,615	0,584	0,656
Carabidae S	3,68	2,94	0,947	0,251	0,251	0,847	-0,154	0,134
Cholevidae S	17,82	14,24	0,465	-0,847	0,251	0,847	0,069	0,134
Histeridae S	8,31	3,65	0,323	-0,916	-0,693	1,204	0,049	-0,105
Silphidae S	13,13	7,03	0,192	-1,792	-1,099	0,693	1,43E-16	-0,182
Staphylinidae S	10,55	9,55	0,911	0,134	0,134	0,847	-0,154	-0,337

Cuadro 5.2.4: Indices de riqueza (S) para el conjunto de las familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S	α **Williams**	D_{Mg}	D_{Mn}
Gijón				
C	31	6,22	4,41	1,03
I	43	9,22	6,11	1,38
P	38	10,36	6,19	1,91
E	41	11,77	6,76	2,13
F	60	18,18	9,57	2,75
León				
R	34	10,64	5,98	2,16
Q	38	12,09	6,62	2,32
G	48	15,89	8,19	2,73
V	49	17,61	8,59	2,99
S	74	23,31	11,02	3,20

Cuadro 5.2.5: Indices de riqueza (S) para las familias de depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S	α **Williams**	D_{Mg}	D_{Mn}
Gijón				
C	28	8,28	4,95	1,83
I	30	9,04	5,29	1,93
P	38	16,69	7,42	3,15
E	39	16,43	7,49	3,08
F	59	20,56	9,94	3,19
León				
R	26	5,03	3,69	0,88
Q	39	8,17	5,53	1,26
G	33	10,24	5,81	2,10
V	30	10,54	5,64	2,29
S	50	17,36	8,63	2,93

5.2.1.4. Estimadores de riqueza

Estimadores paramétricos. Extrapolación de curvas de acumulación de especies

Como estimadores paramétricos se utilizaron curvas de acumulación de especies ajustadas al modelo asintótico de Clench. A partir de los datos obtenidos se calcularon la riqueza esperada (S esperada), el porcentaje de riqueza registrada en nuestro muestreo y la pendiente de la curva de Clench cuando llega a la asíntota. Los resultados fueron calculados para el conjunto de familias de coleópteros y para las familias de coleópteros depredadores y se muestran en los cuadros 5.2.6 y 5.2.7, así como gráficamente en las figuras 5.2.2 y 5.2.3.

La riqueza esperada para Gijón en cada área de muestreo deja claro que ésta se incrementa en relación inversa al grado de urbanización, tal y como se observa con el valor de riqueza observado y con los índices de riqueza calculados. Además el porcentaje de riqueza registrada en el muestreo, según esta estimación, es menor en el parque de Los Pericones, Ensidesa y Fontaciera que en los parques más urbanos, lo que indica a su vez que, según esta estima, podrían aparecer más especies aplicando mayor esfuerzo de muestreo y el número de especies nuevas sería mayor en estas tres áreas que en los parques urbanos del Cerro e Isabel la Católica incrementando la diferencia entre ellos. En León la riqueza esperada también se incrementa en el gradiente de manera inversa al grado de urbanización, aunque no muestra las diferencias entre los parques urbanos y el exterior de la ciudad que se observan en Gijón. Los valores estimados en León son superiores a los de Gijón y en general con un menor procentaje de riqueza explicada. Los datos para los coleópteros depredadores ofrecen resultados muy similares a los del conjunto de las familias. Un dato curioso es que la estimación de riqueza para coleópteros depredadores en el polígono industrial de Ensidesa (Gijón) es mayor que la estimación para el conjunto de todas las familias estudiadas en ese punto, que incluye a estos depredadores en el cálculo.

En ninguno de los casos, de acuerdo al valor de la pendiente de la curva de Clench, los muestreos realizados son de alta calidad y faltan bastantes especies por registrar. Los valores de la pendiente deberían ser menores de 0,1 para ser un inventario aceptablemente completo (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

La falta de calidad de los inventarios obtenidos detectada por esta técnica de estimación puede tener gran parte de su explicación en el hecho de que se ha muestreado en ambientes muy antropizados y por ello muy dinámicos en cuanto a transformaciones paisajísticas y estructurales. Es posible que en ecosistemas más estables este

Cuadro 5.2.6: Resultados del ajuste de las curvas de acumulación de especies al modelo de Clench para el conjunto de las familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**
S obs	31	43	38	41	60
R^2	0,9923	0,9943	0,9982	0,9996	0.9982
a	4,2238	6,4520	4,8325	5,3139	7,4613
b	0,0850	0,0980	0,0736	0,0744	0,0709
S esperada	49,6918	65,8367	65,6590	71,4234	105,2370
% de S registrada	62,3846	65,3131	57,8748	57,4042	57,0142
Pendiente Clench	0,3197	0,2373	0,3352	0,3239	0,2703

León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**
S obs	34	38	47	48	70
R^2	0,9979	0,998	0,9986	0,9998	0,9989
a	4,0661	3,963	5,9748	4,4271	9,3091
b	0,0663	0,0504	0,0711	0,0354	0,0719
S esperada	61,3288	78,6310	84,0338	125,0593	129,4729
% de S registrada	55,4389	48,3270	55,9299	38,3818	54,0654
Pendiente Clench	0,3840	0,4663	0,3170	0,6076	0,2558

estimador arroje mejores resultados. De Mas (2007), trabajando con arañas en un parque natural, encontró que las estaciones de muestreo con más riqueza según los índices habituales, también lo eran con esta técnica de estimación, como ocurre en nuestro caso, pero si se calcula el porcentaje de riqueza estimado con sus datos, este se encontraba entre el 54 % y el 73 %, mientras que en nuestro caso fue entre el 38 % y el 65 %, claramente menor. Por su parte, Baselga & Novoa (2006) obtienen con crisomélidos porcentajes del 91 % con un muestreo de 6 años y 191 localidades, un muestreo más intensivo que el nuestro. Como prueba, se realizó el cálculo del esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar el 95 % de la riqueza estimada en el mejor dato de porcentaje de riqueza observada respecto a la estimada en nuestros muestreos (Isabel la Católica para depredadores con un 67 %), se obtuvo como resultado que serían necesarias 180 campañas de muestreo en vez de las 18 realizadas, lo cual supondría, para el diseño de muestreo utilizado, muestrear durante 20 años y en el caso de un muestreo intensivo, cada quincena por ejemplo, en torno a 7 años. Parece, a la vista de estos ejemplos, que tanto el tipo ambiente muestreado, como el esfuerzo de muestreo pueden influir en el resultado final de la estima.

Cuadro 5.2.7: Resultados del ajuste de las curvas de acumulación de especies al modelo de Clench para depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

Gijón	**C**	**I**	**P**	**E**	**F**
S obs	26	39	33	30	50
R^2	0,9880	0,9938	0,9991	0,9997	0.9985
a	3,5213	6,1408	3,8936	3,2652	5,6028
b	0,0851	0,1055	0,0638	0,0332	0,0583
S esperada	41,3784	58,2066	61,0282	98,3494	96,1029
% de S registrada	62,8347	67,0027	54,0734	30,5035	52,0276
Pendiente Clench	0,3412	0,2348	0,4038	0,8196	0,3655
León	**R**	**Q**	**G**	**V**	**S**
S obs	28	30	38	39	59
R^2	0,9931	0,9973	0,9982	0,9999	0,9988
a	3,5957	3,1254	3,9331	3,3368	6,8686
b	0,0757	0,0504	0,0499	0,0304	0,0624
S esperada	47,4993	62,0119	78,8196	109,7632	110,0737
% de S registrada	58,9482	48,3778	48,2113	35,5310	53,6004
Pendiente Clench	0,3695	0,4953	0,4689	0,6985	0,3134

Las curvas de acumulación de especies resultan un interesante método para estimar la riqueza de especies y evaluar la biodiversidad en determinados espacios (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Sin embargo su utilización para estimar el valor de la riqueza de especies como indicador de presión ambiental parece limitado. Es posible que en ambientes urbanos y en general antropizados, la heterogeneidad ambiental, la etapa sucesional en que se encuentra la zona muestreada, el aislamiento y las introducciones de especies o la colonización de otras que encuentran oportunidades en estos medios (Majer & Brown, 1986; McIntyre, 2000; McKinney, 2006), sean factores que incrementan la presencia de especies raras o de individuos errantes que suponen un importante sesgo en cualquier inventario (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003) y que a la vez dificultan la estimación de la riqueza por este método.

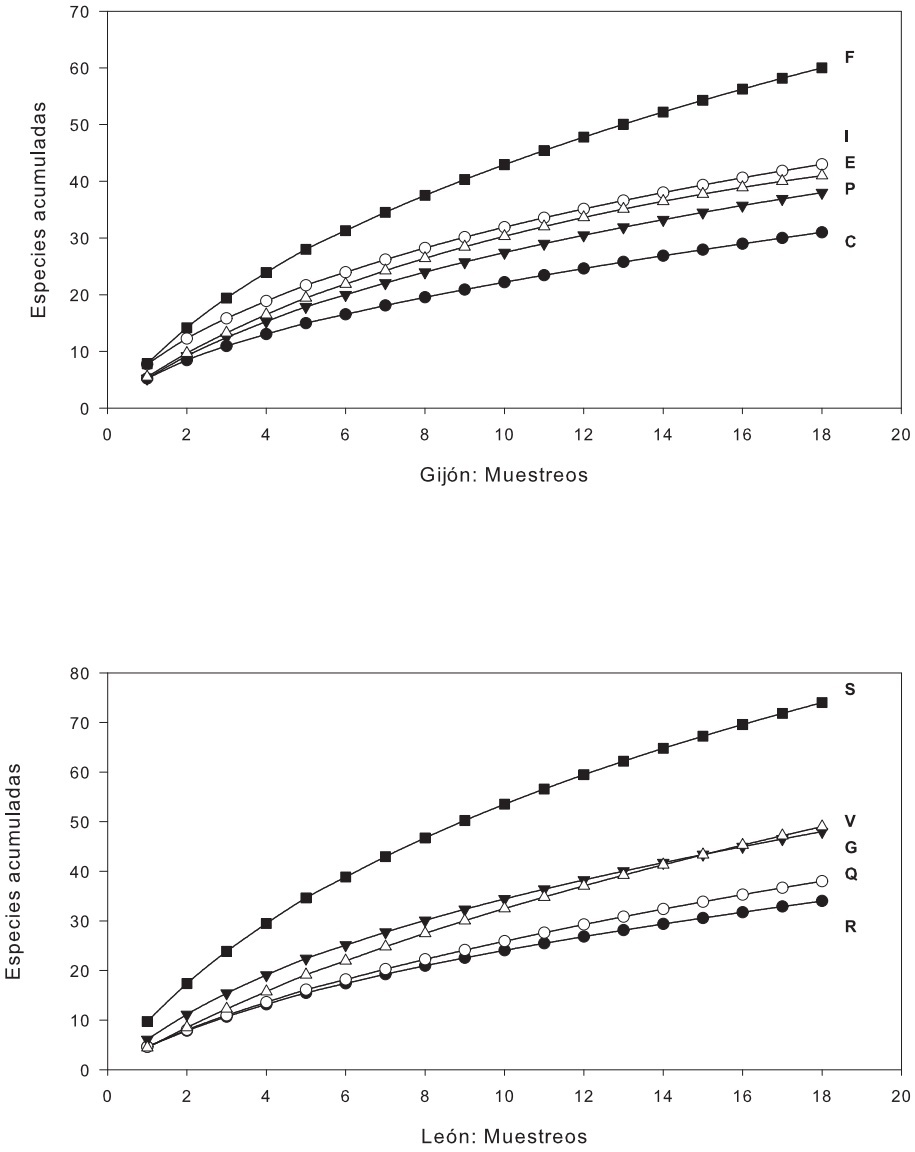


Figura 5.2.2: Curvas de acumulación de especies en función del esfuerzo de muestreo para el conjunto de familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

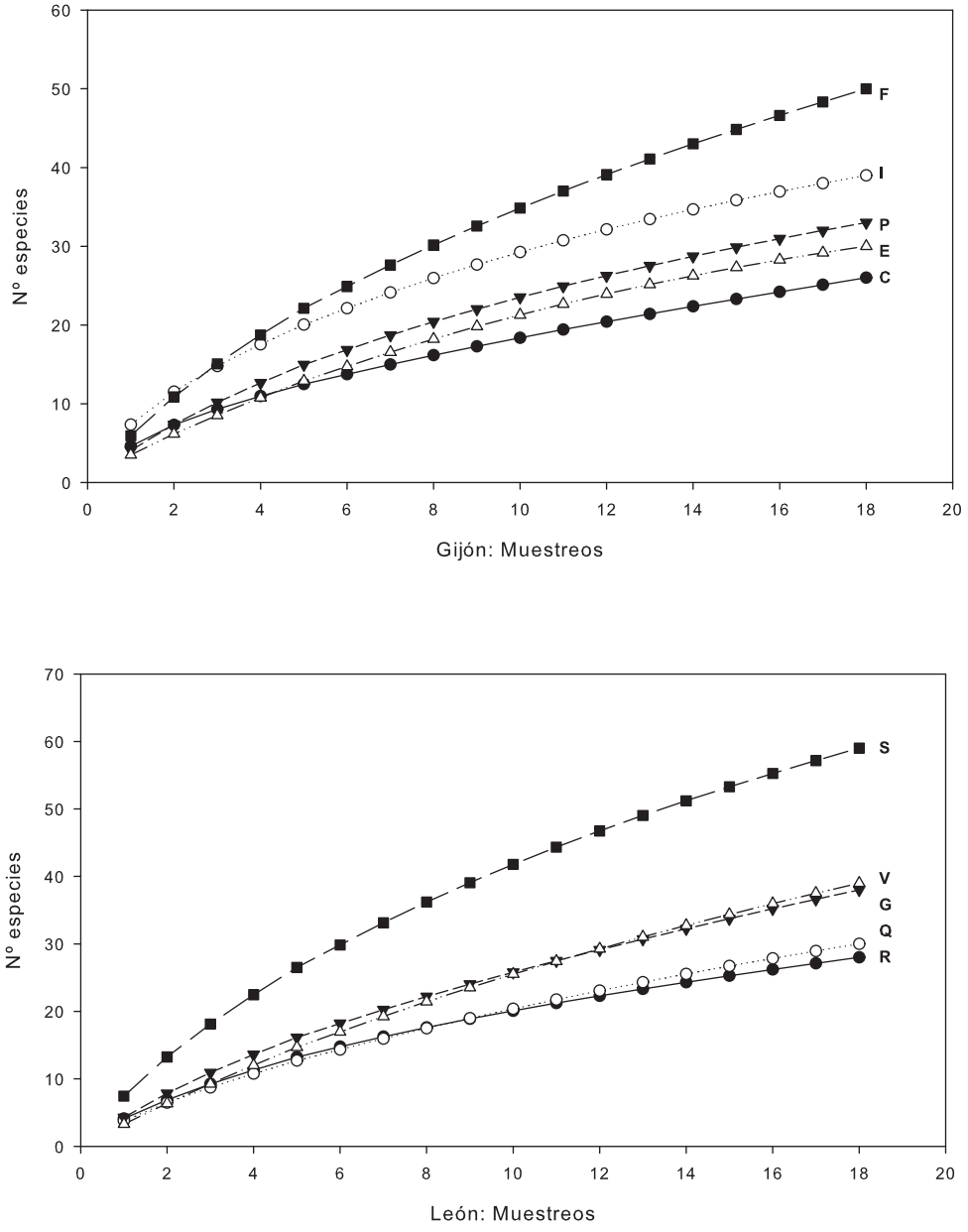


Figura 5.2.3: Curvas de acumulación de especies en función del esfuerzo de muestreo para depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

Estimadores no paramétricos

Los estimadores no paramétricos para el conjunto de familias de coleópteros (Cuadros 5.2.8 y 5.2.9) en Gijón y en León coinciden en estimar que las áreas rurales de Fontaciera y Santovenia, respectivamente, son las de mayor riqueza. En relación al resto de áreas existen diferencias dependiendo del estimador. De entrada, los datos de Chao 1 y 2 parecen poco fiables dada su elevada desviación estándar (sd) y al contrario, Bootstrap es el estimador que más se ajusta a los datos de riqueza observada en cada área de muestreo, con las estimaciones más conservadoras. Jack 1 y 2 con desviaciones estándar bajas parecen fiables sin ser demasiado conservadores e ICE arroja cifras altas, similares a Chao 2, por lo que a pesar de su adecuada desviación estándar, parece que sus estimaciones son excesivamente elevadas. ACE por el contrario realiza estimaciones más moderadas y similares a Jack 1. En León ocurre algo parecido con Jack 1 con desviaciones estándar más altas y un gradiente más evidente desde los parques urbanos hacia el área rural en todos los estimadores.

En el caso de los estimadores calculados para depredadores (Cuadros 5.2.10 y 5.2.11), de nuevo encontramos la misma situación que para el conjunto de familias con Chao 2 arrojando estimaciones muy excesivas en algunos casos, y de nuevo Jack 1 y 2 y ACE parecen ser los que realizan estimaciones más ajustadas.

De Mas (2007) realizó un estudio de eficacia de estos estimadores de riqueza con datos de arañas llegando a conclusiones similares a las nuestras respecto a la fiabilidad de cada estimador. La aplicación de estimadores no paramétricos de riqueza a comunidades de artrópodos probablemente necesita de más estudios para determinar su eficacia, aunque parece que pueden ser una herramienta útil para interpretar los datos de riqueza de especies observadas y complementar los resultados de los índices de diversidad basados en la riqueza de especies.

Cuadro 5.2.8: Estimadores no paramétricos de riqueza basados en datos de presencia para el conjunto de las familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S obs	**Chao 2**	**sd**	**Jack 1**	**sd**	**Jack 2**	**sd**	**Bootstrap**	**sd**	**ICE**	**sd**
Gijón											
C	31	82	38,68	48	4,76	61,49	0	37,93	0	73,74	0
I	43	69,03	15,49	62,83	4,61	74,81	0	51,63	0	78,18	0
P	38	61,61	14,31	56,89	3,86	67,97	0	46,22	0	67,07	0
E	41	52,77	7,29	58	4,35	63,12	0	49,17	0	62,69	0,08
F	60	106,75	22,59	91,17	6,48	111,3	0	73,33	0	118,94	0
León											
R	34	81,22	32,41	52,89	7,51	67,32	0	41,8	0	67,87	0
Q	38	76,86	22,5	60,67	5,67	76,14	0	47,5	0	94,91	0
G	48	105,38	33,07	73,5	7,43	92,48	0	58,63	0	93,17	0
V	49	106,14	28,56	80,17	12,46	101,97	0	61,99	0	117,14	0
S	74	129,25	24,56	110,83	7,3	134,62	0	89,92	0	137,01	0

Cuadro 5.2.9: Estimadores no paramétricos de riqueza basados en datos de abundancia para el conjunto de familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S obs	**Chao 1**	**sd**	**ACE**	**sd**
Gijón					
C	31	54,97	20,18	44,09	0
I	43	60,98	11,21	63,85	0
P	38	52,19	9,32	59,51	0
E	41	59,01	11,62	62,81	0
F	60	91,93	17,75	95,77	0
León					
R	34	65,87	23,23	54,71	0
Q	38	63,69	16,09	63,26	0
G	48	143,69	68,37	89,87	0
V	49	96,82	28,46	86,35	0
S	74	170,15	52,2	130,85	0

Cuadro 5.2.10: Estimadores no paramétricos de riqueza basados en datos de presencia para depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S obs	**Chao 2**	**sd**	**Jack 1**	**sd**	**Jack 2**	**sd**	**Bootstrap**	**sd**	**ICE**	**sd**
Gijón											
C	26	86,44	52,92	41,11	4,54	53,66	0	32,04	0	71,02	0
I	39	58,13	12,09	56	3,89	65,31	0	46,54	0	67,92	0
P	33	54,86	14,01	50	3,37	60,14	0	40,38	0	59,79	0
E	30	40,63	7,21	44,17	4,61	49,13	0	36,68	0	43,18	0
F	50	103,13	27,97	78,33	6,45	98,31	0	61,88	0	111,66	0
León											
R	28	68,3	31,42	43,11	6,72	54,82	0	34,22	0	53,96	0,09
Q	30	58,41	18,25	47,94	5,58	59,81	0	37,55	0	79,17	0
G	38	97,03	36,24	61,61	7,03	79,65	0	47,63	0	100,63	0
V	39	88,18	27,44	64,5	11,35	82,64	0	49,6	0	89,87	0
S	59	105,75	22,59	90,17	8,04	110,3	0	72,41	0	122,85	0,14

Cuadro 5.2.11: Estimadores no paramétricos de riqueza basados en datos de abundancia para depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S obs	**Chao 1**	**sd**	**ACE**	**sd**
Gijón					
C	26	56,22	28,61	39,82	0
I	39	51,49	8,45	55	0
P	33	45,2	8,56	50,73	0
E	30	52,37	16	54,32	0
F	50	80,15	17,58	80,42	0
León					
R	28	56,05	23,07	45,21	0
Q	30	53,98	15,97	57,96	0
G	38	118,11	58,19	87,8	0
V	39	74,87	23,75	65,12	0
S	59	124,14	37,13	103,83	0

5.2.1.5. La riqueza como indicador de presión urbana

Los datos obtenidos en los muestreos y su tratamiento y análisis con índices y estimadores coinciden, con las excepciones puntuales y las limitaciones comentadas en algunos métodos, en confirmar la Hipótesis de la perturbación creciente (Gray, 1989). La riqueza (S) de especies se reduce al incrementarse el grado de urbanización en los parques urbanos, con excepción de los carábidos en Gijón y los histéridos en León. En trabajos similares en el mismo entorno, Santamaría (1990) encuentra que la riqueza de histéridos y catópidos (cholévidos) se incrementa al alejarse del centro urbano de León y Azpeitia (1994) llega a resultados similares estudiando sílfidos, todos coincidentes con nuestras observaciones. Cuando consideramos las familias estudiadas en su conjunto la tendencia es aún más clara, aunque en Gijón algún parque urbano como Isabel la Católica muestre el segundo mejor valor de riqueza, tal vez debido a su diversidad estructural o a simples efectos aleatorios.

Los índices de riqueza también confirman lo observado para el valor de S y entre ellos el índice alfa de Williams resulta el más claro. Este índice, a diferencia del índice de Menhinick y de Margalef, no se ve afectado por el tamaño muestral (De Mas, 2007) y por esta causa y en vista de los resultados, resulta bastante fiable.

Los estimadores de riqueza resultaron más complejos de aplicar. De entrada las curvas de acumulación de especies no solo calculan una estimación de la riqueza bastante superior a la observada, sino que nos informan de que el muestreo no produjo un inventario de especies de buena calidad, si bien como se explicó en el apartado correspondiente (ver 5.2.1.4) creemos que se debe a las características de los ambientes muestreados y del diseño de muestreo. De cualquier manera, más moderadamente en el caso de Gijón, las estimaciones confirman el incremento de riqueza conforme disminuye el grado de urbanización. Los estimadores no paramétricos muestran el mismo patrón, aunque las estimaciones varían desde las de Bootstrap, bastante conservadoras hasta las de Chao 1 y 2 que descartamos por su elevada desviación estandar. En cualquier caso todos ellos coinciden, generalizando, en que en las áreas rurales la riqueza estimada es mayor y por el contrario es menor en los parques urbanos.

Ulrich et al. (2007) utilizaron índices de riqueza y el estimador Jacknife 1 en su trabajo, encontrando una disminución de la diversidad en el centro urbano y su periferia para coleópteros necrófagos y depredadores necrófilos. En este estudio se muestrearon áreas boscosas y abiertas del entorno de una ciudad y en el caso de las áreas abiertas los valores del índice de diversidad y su estimador fueron mayores que en la ciudad y la periferia en casi todos los casos.

Sin embargo el test estadístico utilizando modelos lineales generales para comprobar la hipótesis de que la riqueza responde al gradiente de urbanización estudiado, nos indica que la respuesta es significativa solo para la riqueza de las familias de depredadores y no para el total ni para la mayoria de familias por separado, de las que no se calcularon índices de riqueza ni estimadores, dadas las escasas capturas en algunas de ellas. La explicación que se puede dar a este hecho la basamos en que los estimadores de riqueza indican que el muestreo no ha capturado una buena parte de las especies estimadas, sino una muestra que podría no ser suficientemente significativa de la riqueza real de algunas de las comunidades con las que se ha trabajado. Dado que la riqueza de depredadores es un valor anidado en el total y que la aportación de las familias de saprófagos-necrófagos es escasa, creemos que el resultado de los tests estadísticos reflejan que el muestreo ha capturado representaciones aleatorias de la riqueza total de las comunidades estudiadas.

Por otro lado, teniendo en cuenta a la riqueza como índice de diversidad, comprobamos que no se cumple, con estos datos, la hipótesis de la perturbación intermedia, pues las áreas de muestreo que en los dos gradientes podemos identificar como de perturbación intermedia, es decir, parques en el borde del casco urbano (Los Pericones y La Granja) o los polígonos industriales (Vilecha y Ensidesa), no muestran los mayores valores de diversidad en forma de riqueza. Esta hipótesis se discute más ampliamente en el apartado 5.2.2 sobre la diversidad alfa basada en índices de abundancia proporcional.

En cualquier caso, se puede afirmar que la riqueza es un buen indicador de presión urbana en los gradientes estudiados, si bien hay que considerar que el muestreo realizado ha proporcionado inventarios de especies incompletos.

Cuadro 5.2.12: Resultados del análisis de anidamiento en Gijón y León. Métrica T: temperatura de la matriz. RN: anidamiento relativo.

Gijón

Métrica	Indice	valor Z	RN	Anidamiento
T	37961	-3492	-179	Si ($p<0.001$)

León

Métrica	Indice	valor Z	RN	Anidamiento
T	35468	-5995	-247	Si ($p<0.001$)

5.2.1.6. Identificación de posibles especies indicadoras

Para identificar posibles especies indicadoras de presión urbana en los gradientes estudiados en ambas ciudades, se aplicaron dos técnicas de análisis: análisis de anidamiento y aplicación del índice IndVal (ver métodología de análisis de datos 4.3.2.1.4). La primera nos informa acerca de si las comunidades están anidadas en los gradientes de urbanización estudiados y la segunda identifica especies o grupos de especies que caracterizan cada área de muestreo o grupos de áreas de muestreo.

Análisis de anidamiento

Los resultados del análisis de anidamiento se muestran en el cuadro 5.2.12. Para el cálculo se estableció un modelo de matrices nulas con el total de las filas equiprobables y el total de las columnas fijo (EF), el número de matrices nulas fue de 50. Para la medida de temperatura de la matriz empleado (MT), valores de Z < -1,64 indican significación estadística a p = 0,05.

Los resultados indican que en los dos núcleos urbanos las comunidades de las cinco áreas de muestreo respectivas se encuentran anidadas, es decir, las comunidades menos ricas en especies son subconjuntos de las más ricas en especies. En casi todos los casos y familias de coleópteros las comunidades más ricas son las muestreadas en las áreas rurales, de manera que los datos de anidamiento sugieren que las especies encontradas en los parques urbanos proceden en su mayor parte de comunidades originalmente presentes en el medio rural sobre el que las ciudades se han asentado. También indica que no hay una presencia significativa de especies exóticas o no nativas de las familias estudiadas, que aprovecharían, en su caso, las condiciones ambientales que los núcleos urbanos ofrecen a especies oportunistas. Este último fenómeno, asociado típicamente a los ambientes urbanos (p.ej. McKinney, 2006), podría dar lugar a un incremento local de la diversidad, pero este hecho queda descartado en nuestro caso ya que los valores de riqueza y diversidad muestran claramente una gradación en su valor, desciendiendo a medida que el grado de urbanización se incrementa, lo cual es coherente con el hecho de que las comunidades se encuentren anidadas.

Índice IndVal

La aplicación del índice IndVal pretende identificar especies que son características o indicadoras de una muestra o un grupo de muestras. En el cuadro 5.2.13 se pre-

sentan las especies significativamente asociadas a las áreas de muestreo o a grupos de áreas de muestreo aplicando la función "multipatt" del paquete "indicspecies". En el cuadro 5.2.14 se presentan las especies o grupos de especies significativamente asociadas a cada área de muestreo obtenidas aplicando la función "prunespecies" del paquete "indicspecies". En el anexo 2 se pueden ver los valores del índice IndVal para todas las especies analizadas.

Las relaciones entre especies y áreas de muestreo que se establecen aplicando el índice IndVal destacan a algunas especies, bien por su dominancia en las comunidades muestreadas, bien por su singularidad aunque su abundancia sea reducida. De manera que estos datos hay que contrastarlos con los datos de abundancia.

En el parque del Cerro (grupo C), las especies que aparecen como indicadoras exclusivamente, al aplicar la función "prunespecies", presentan unas abundancias bajas, pero cuando el grupo C se asocia con otros grupos como es C+F o I+C+F aparecen especies como *Steropus gallega* y *Ocypus olens*, ambas sobredominantes en este parque.

En el parque de Isabel la Católica (grupo I) con la función "multipatt" y "prunespecies" se identifica como característica *Carabus melancholichus*, además de *Steropus gallega* y *Margarinotus brunneus* asociado a otros grupos, pero esta última especie presenta una abundancia escasa.

Para el parque de Los Pericones (grupo P) no se identifica ninguna especie indicadora de acuerdo al índice IndVal.

En el polígono industrial de Ensidesa (grupo E) se identifican numerosas especies características, algunas de ellas capturadas exclusivamente en este área de muestreo, pero solo las dos que agrupa la función "prunespecies", *Steropus gallega* y *Thanatophilus sinuatus*, muestran una abundancia alta.

En el área rural de Fontaciera (grupo F) aparecen varias especies características destacando *Ontholestes murinus*, *Silpha tristis* y *Philontus succicola* como indicadoras exclusivas de este grupo, pero también otras como *Thanatophilus sinuatus*, *Ocypus olens* o *Steropus gallega*, especies que también se identifican como características de otras áreas de muestreo dentro del gradiente urbano-rural de Gijón.

En el gradiente de León, en el parque de Los Reyes (grupoR) aparece *Bembidion escherichi* como característica con un valor IndVal moderado y un solo ejemplar capturado, y si se agrupa con otras áreas de muestreo se añaden *Megalinus glabratus* y *Nebria brevicollis* que presentan mejores datos de abundancia que la primera.

Cuadro 5.2.13: Valor indicador IndVal: especies indicadoras en cada grupo. El indicador se calculó con la función "multipatt" del paquete "indicspecies". La indicación "grupo" se refiere a la agrupación de áreas de muestreo en las que alguna especie ha resultado indicadora, puede ser formado por un área o por varias. Las letras indicativas de grupo se refieren a las abreviaturas utilizadas a para referirse a las áreas de muestreo (C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia). Función de asociación: IndVal.g. Nivel de significación (alpha): 0,05. Número total de especies analizadas: 102. Número de especies seleccionadas: 11.

Gijón	**A**	**B**	**IndVal**
Grupo I			
Carabus melancholichus	0,906	1	90,62
Grupo E			
Nebria salina	1	1	100
Catops coracinus	1	1	100
Catops ventricosus	1	1	100
Harpalus affinis	0,818	1	81,82
Nicrophorus interruptus	0,750	1	75
Grupo F			
Ontholestes murinus	0,936	1	93,62
Grupo C+F			
Ocypus olens	0,959	1	95,90
Grupo E+F			
Thanatophilus sinuatus	0,965	1	96,51
Nicrophorus vespillo	0,886	1	88,57
Grupo I+C+E			
Steropus gallega	0,979	1	97,98
Grupo I+E+F			
Margarinotus brunneus	1	1	100
León			
Grupo V			
Saprinus furvus	0,977	1	97,67
Saprinus aeneus	0,750	1	75
Grupo R+Q			
Megalinus glabratus	0,957	1	95,65
Grupo G+S			
Philonthus varians	0,917	0,833	76,388611
Grupo V+S			
Saprinus detersus	0,946	1	94,59
Grupo R+Q+G			
Nebria brevicollis	1	1	100
Grupo G+V+S			
Thanatophilus sinuatus	0,971	1	97,14

En el parque de Quevedo (grupo Q) la función "prunespecies" agrupa a varias especies con escasa abundancia, pero con "multipatt" en el parque de Quevedo, agrupado con otros parques, se identifican como características *Megalinus glabratus* (con el parque de Los Reyes) y *Nebria brevicollis* agrupando los tres parques urbanos.

El parque de La Granja (grupo G) aparece caracterizado por *Catops fuliginosus* y por *Philonthus jurgans* al utilizar la función "prunespecies", aunque la primera especie con escasa abundancia. Agrupado con otras áreas de muestreo se identifican como especies indicadoras a *Philonthus varians* si se agrupa con Santovenia, aunque poco abundante también; *Nebria brevicollis,* agrupado con el resto de parques urbanos, y *Thanatophilus sinuatus,* agrupado con el polígono industrial de Vilecha y con Santovenia.

Cuadro 5.2.14: Valor indicador IndVal: especies indicadoras o grupos de especies indicadoras en cada área de muestreo. El indicador se calculo con la función "prunespecies" del paquete "indicspecies", con las mismas especificaciones que el análisis "multipatt". C: Las letras indicativas de grupo se refieren a las abreviaturas utilizadas a para referirse a las áreas de muestreo (C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia).

Gijón	**A**	**B**	**IndVal**
Grupo C			
Carabus macrocephalus	0,800	0,667	53,333
Anchomenus dorsalis	1,000	0,333	33,333
Grupo I			
Carabus melancholichus	0,935	1	93,548
Grupo E			
Steropus gallega+Thanatophilus sinuatus	0,829	1	82,883
Grupo F			
Silpha tristis+Thanatophilus sinuatus+Philonthus succicola	0,824	1	82,353
León			
Grupo R			
Bembidion escherichi	1,000	0,333	33,333
Grupo Q			
Catops fuliginosus+Margarinotus brunneus+Gabrius nigritulus	1,000	0,333	33,333
Gyrohypnus fracticornis	1,000	0,333	33,333
Grupo G			
Catops fuliginosus+Philonthus jurgans	0,800	0,667	53,333
Grupo V			
Saprinus furvus	0,966	1,000	96,552
Grupo S			
Catops fuliginosus+Thanatophilus ruficornis	0,800	0,667	53,333

En el polígono industrial de Vilecha se identifican varias especies del género *Saprinus*, de las cuales presenta una abundancia reseñable *Saprinus furvus*, que es la especie indicadora de este área que identifica la función "prunespecies", y *Saprinus detersus*. Por otra parte, agrupada con el área rural de Santovenia y el parque de La Granja, aparece *Thanatophilus sinuatus*.

En el área rural de Santovenia con la función "prunespecies" identificamos como características a *Catops fuliginosus* y *Thanatophilus ruficornis*, con abundancias moderadas ambas. Con "mutipatt" agrupada con otras áreas de muestreo se identifican *Philontus varians*, *Saprinus detersus*, ambas con pocos ejemplares capturados, y *Thanatophilus sinuatus*, especie bastante abundante.

En Gijón, según el índice IndVal, las especies más relevantes por su abundancia en los parques urbanos y en el polígono industrial también son relevantes en el área rural, con excepción de *Carabus melancholichus*, mientras que en el área rural se identificaron algunas especies más que no resultaron características en el resto de áreas de muestreo. Estos resultados indican lo que el análisis de anidamiento determinó para este gradiente, es decir que las comunidades de los parques y el polígono industrial son subconjuntos anidados de las comunidades del área rural. En León los parques urbanos se caracterizan, sobre todo, por la presencia de *Nebria brevicollis* y *Megalinus glabratu*s, especies que son más escasas a medida que se abandona el casco urbano. Caso contrario ocurre con *Thanatophilus sinuatus* y, aunque menos abundante, con *Saprinus detersus*. El resto de las especies aparecen con abundancias bajas por lo que no resultan muy significativas. En León también se comprobó que las comunidades se encontraban anidadas a lo largo del gradiente urbano-rural, aunque en este análisis, a diferencia del realizado en Gijón, no se ve tan claro.

Generalizando podemos encontrar especies que caracterizan diferentes grados de urbanización en los gradientes estudiados:

- Especies características de un mayor grado de urbanización (parques urbanos): en Gijón, *Carabus melancholicus*, *Nebria brevicollis*, *Steropus gallega* y *Ocypus olens* y en León, *Nebria brevicollis* y *Megalinus glabratus*.

- Especies características de un menor grado de urbanización (zonas periurbanas como parques periurbanos o polígonos industriales): en Gijón, *Thanatophilus sinuatus* y *Steropus gallega* y en León, *Thanatophilus sinuatus*, *Saprinus detersus* y *Saprinus furvus*.

- Especies características de zonas no urbanas (áreas rurales): en Gijón, *Ontholestes murinus*, *Silpha tristis*, *Philontus succicola*, *Thanatophilus sinuatus*, *Ocypus olens* y *Steropus gallega* y en León, *Thanatophilus sinuatus*.

Un hecho llamativo, tras realizar este procedimiento estadístico de selección de posibles especies indicadoras, es la ausencia de *Pseudoofonus rufipes*, que es la especie más abundante en las dos áreas rurales. En el anexo 2 se muestran los resultados totales con un valor IndVal de 58,23 en Gijón y de 33,33 en León.

Consideraciones generales en la identificación de especies indicadoras

Con las técnicas aplicadas para identificar especies indicadoras de los diferentes grados de urbanización, se determinó que: a) las comunidades en el gradiente se encuentran anidadas; b) que considerando los datos de riqueza (ver apartado 5.2.1.1) para interpretar este resultado, las comunidades son más pobres en especies a medida que aumenta el grado de urbanización; c) que como consecuencia de esto, las comunidades anidadas serán las que presentan menor riqueza formando subconjuntos anidados de las más ricas, que son las de las áreas rurales tanto en Gijón como en León; d) que existen determinadas especies que, por su presencia y abundancia, fueron identificadas con los procedimientos estadísticos aplicados como indicadoras de áreas urbanas, periurbanas o rurales y e) estas especies pueden ser consideradas como indicadoras del grado de urbanización en ciertas áreas de muestreo dentro del gradiente, aún teniendo la evidencia de pertenecer a comunidades anidadas.

Estas afirmaciones parecen contener cierta contradicción, pues si las comunidades de las áreas urbanas son subconjuntos anidados de las rurales o, en un sentido amplio, de las comunidades nativas originales previas a la urbanización del territorio, no debería haber especies características o indicadoras del entorno urbano. Estas especies que resultan características de las áreas urbanas serán especies que, en general proceden del entorno rural original en el que asentó la ciudad, pero que en el ambiente urbano presentan abundancias relativamente altas en comparación con el entorno no urbano. Este hecho ya ha sido señalado en el estudio de la abundancia (Apartado 5.1) y en el caso concreto de *Nebria brevicollis* está ampliamente documentado (Sustek, 1989; Weller & Ganzhorn, 2004; Elek & Lovëi, 2005; Sadler et al., 2006).

5.2.2. Índices de abundancia proporcional

Los índices de abundancia proporcional tienen en cuenta la importancia relativa de la abundancia de cada especie. En este apartado, a través del cálculo de varios índices de diversidad, se pretende comprobar si la hipótesis de la perturbación intermedia (IDH, Conell, 1978), que predice que el mayor nivel de diversidad se produce en niveles intermedios de perturbación, se cumple en los gradientes de urbanización estudiados en este trabajo. Tomando como base este principio se comprobará también si las medidas de diversidad basadas en la abundancia proporcional son útiles como indicadoras de presión urbana sobre las comunidades de coleópteros saprófagos-necrófagos y depredadores.

Se calcularon varios de los índices de diversidad más utilizados. Para los índices de Shannon (H') y el de dominancia de Simpson (D) además se realizó el test t por parejas de áreas de muestreo para buscar diferencias significativas entre ellas. Los resultados se resumen en los cuadros 5.2.15 y 5.2.16.

Cuadro 5.2.15: Índices de diversidad de abundancia proporcional para el conjunto de familias. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S	**H'**	**var H'**	**D**	**var D**	**$e^{H'}$**	**1/D**	**Hill**
Gijón								
C	31	1,573	0,0022	0,331	0,0002	4,820	3,020	0,627
I	43	1,503	0,0027	0,399	0,0002	4,500	2,510	0,558
P	38	2,248	0,0051	0,179	0,0001	9,470	5,560	0,587
E	41	2,302	0,0064	0,194	0,0002	10,000	5,150	0,515
F	60	3,237	0,0029	0,060	$1{,}52 \cdot 10^{-5}$	25,460	16,590	0,652
León								
R	34	1,994	0,0126	0,334	0,0011	7,350	2,990	0,407
Q	38	1,877	0,0130	0,379	0,0012	6,530	2,640	0,404
G	48	2,973	0,0055	0,097	0,0001	19,550	10,320	0,528
V	49	3,021	0,0063	0,086	$8{,}22 \cdot 10^{-5}$	20,520	11,600	0,565
S	74	3,489	0,0026	0,049	$1{,}21 \cdot 10^{-5}$	32,740	20,290	0,619

Para el conjunto de familias de coleópteros, en Gijón, los valores de diversidad de todos los índices se incrementan gradualmente hacia el exterior de la ciudad, con la excepción del índice de dominancia de Simpson, que obviamente se reduce. En el caso de la dominancia destacan los altos valores relativos que este índice presenta en los parques del Cerro e Isabel la Católica (ver tablas 5.2.15) a causa de la comentada

sobredominancia de algunas especies. En León los resultados son similares siendo los parques de Los Reyes y de Quevedo los que menores valores de diversidad y mayores de dominancia presentan frente al área rural de Santovenia en la que ocurre todo lo contrario.

Cuadro 5.2.16: Índices de diversidad de abundancia proporcional para depredadores. C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	S	**H'**	**var H'**	**D**	**var D**	**$e^{H'}$**	**1/D**	**Hill**
Gijón								
C	26	1,458	0,0019	0,348	0,0002	4,300	2,870	0,667
I	39	1,458	0,0026	0,406	0,0002	4,300	2,460	0,572
P	33	2,147	0,0098	0,233	0,0005	8,560	4,280	0,500
E	30	2,035	0,0168	0,308	0,0015	7,650	3,250	0,425
F	50	3,022	0,0057	0,085	0,0001	20,540	11,720	0,571
León								
R	28	1,7923	0,0124	0,3743	0,0013	6,000	2,670	0,4450
Q	30	1,5131	0,0131	0,4670	0,0014	4,540	2,140	0,4714
G	38	3,0417	0,0078	0,0689	0,0001	20,940	14,520	0,6934
V	39	3,0072	0,0089	0,0834	0,0001	20,230	11,990	0,5927
S	59	3,2442	0,0048	0,0721	0,0001	25,640	13,860	0,5406

El test t aplicado sobre los valores de H' y D compara por parejas las cinco áreas de muestreo en cada núcleo urbano para el conjunto de familias de coleópteros (Cuadro 5.2.17). Se asume que los valores de estos índices presentan una distribución de error normal, por lo que se aplica un test paramétrico (Hutcheson, 1970, Magurran, 1988).

En Gijón los resultados del test t muestran diferencias significativas en casi todos los casos para los dos índices, con excepción de la comparación entre el parque del Cerro e Isabel la Católica (los más urbanos) con el índice de Shannon-Wiener y entre el parque de Los Pericones y el polígono industrial de Ensidesa (ambos en el límite de las ciudades), para los dos índices, Shannon-Wiener y Simpson. Los resultados del test en León muestran que, al igual que en Gijón, no hay diferencias significativas para el índice de Shannon-Wiener ni para el de dominancia de Simpson entre los dos parques más urbanos, Los Reyes y Quevedo y tampoco entre el parque de La Granja y el polígono industrial de Vilecha, que son áreas de muestreo en el límite urbano.

De nuevo y como ocurre con los valores de los índices de diversidad y el de dominancia, tanto en León como en Gijón se observan patrones similares, con pocas dife-

rencias. De esta manera parecen formarse tres grupos de áreas de muestreo en ambas ciudades: primero, los dos parques urbanos interiores (Cerro e Isabel la católica en Gijón, Los Reyes y Quevedo en León); luego, otro grupo que forman el parque periurbano y el poligono industrial (Los Pericones y Ensidesa en Gijón y La Granja y Vilecha en León) y por último, el tercero formado solo por el área rural (Fontaciera en Gijón y Santovenia en León).

Cuadro 5.2.17: Test t aplicado a los valores de los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D) comparando áreas de muestreo por pares para el conjunto de familias. En negrita valores significativos ($p < 0,05$; $p < 0,001$ para valores muy pequeños). C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	H'			D		
Gijón	**t**	**df**	**p**	**t**	**df**	**p**
C-I	1,0017	1859	0,3166	-3,4335	1852,7	**0,0006**
C-P	-7,9205	744	**p < 0,001**	8,7642	1213,7	**p < 0,001**
C-E	-7,8695	635	**p < 0,001**	7,0988	978,56	**p < 0,001**
C-F	-23,4870	1127	**p < 0,001**	19,866	1054	**p < 0,001**
I-P	-8,4205	835	**p < 0,001**	11,712	1332	**p < 0,001**
I-E	-8,3545	706	**p < 0,001**	9,9446	1124,4	**p < 0,001**
I-F	-23,2020	1255	**p < 0,001**	21,921	1094,7	**p < 0,001**
P-E	-0,5019	752	0,61589	-0,78145	719,57	0,43479
P-F	-11,0790	764	**p < 0,001**	10,04	490,76	**p < 0,001**
E-F	-9,7029	672	**p < 0,001**	9,085	428,27	**p < 0,001**
León						
R-Q	0,7353	517	0,4625	-0,94123	516,72	0,34702
R-G	-7,2785	446	**p < 0,001**	6,6892	303,45	**p < 0,001**
R-V	-7,4839	454	**p < 0,001**	7,111	284,98	**p < 0,001**
R-S	-12,1350	356	**p < 0,001**	8,4138	254,34	**p < 0,001**
Q-G	-8,0564	470	**p < 0,001**	7,8661	324,85	**p < 0,001**
Q-V	-8,2458	477	**p < 0,001**	8,3008	305,61	**p < 0,001**
Q-S	-12,9050	378	**p < 0,001**	9,6187	273,6	**p < 0,001**
G-V	-0,4454	566	0,65618	0,74852	567,65	0,45446
G-S	-5,7265	595	**p < 0,001**	4,0824	371,65	**p < 0,001**
V-S	-4,9647	492	**p < 0,001**	3,7966	347,92	**0,0002**

Se calcularon los mismos índices para los datos de familias de coleópteros depredadores (Cuadro 5.2.18). En Gijón se observa un incremento de la diversidad y una disminución de la dominancia en el gradiente hacia el exterior de la ciudad, aunque no se observa con tanta nitidez como para el total de familias. En León es menos claro aún, ya que el valor de algunos índices (D, 1/D y equitatividad de Hill) arrojan los mejores datos para el parque de La Granja, donde ya se había comprobado que

presenta una abundancia y riqueza de especies relativamente altas comparadas con el resto de áreas de muestreo, teniendo en cuenta de que se trata de un parque periurbano.

Cuadro 5.2.18: Test t aplicado a los valores de los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D) comparando áreas de muestro por pares para coleópteros depredadores. En negrita valores significativos ($p < 0,05$; $p < 0,001$ para valores muy pequeños). C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León: R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia.

	H'			D		
Gijón	**t**	**df**	**p**	**t**	**df**	**p**
C-I	-0,0064	1817,9	0,99488	-2,8696	1828,2	**0,0041**
C-P	-6,3579	348,18	**p < 0,001**	4,4751	442,89	**p < 0,001**
C-E	-4,2189	211,39	**p < 0,001**	1,0013	213,86	0,3178
C-F	-17,9200	500,62	**p < 0,001**	16,736	1161,3	**p < 0,001**
I-P	-6,1735	387,87	**p < 0,001**	6,4736	503,69	**p < 0,001**
I-E	-4,1395	227,02	**p < 0,001**	2,3845	226,8	**0,0179**
I-F	-17,1480	581,76	**p < 0,001**	18,594	1252,6	**p < 0,001**
P-E	0,6846	347,34	0,49409	-1,6829	281,14	0,0935
P-F	-7,0163	480,16	**p < 0,001**	6,294	319,48	**p < 0,001**
E-F	-6,5742	287,49	**p < 0,001**	5,675	187,8	**p < 0,001**
León						
R-Q	1,7499	475,86	0,0807	-1,7649	475,3	0,0782
R-G	-8,7904	380,95	**p < 0,001**	8,2583	256,56	**p < 0,001**
R-V	-8,3415	394,74	**p < 0,001**	7,661	281,52	**p < 0,001**
R-S	-11,085	410,68	**p < 0,001**	8,175	256,44	**p < 0,001**
Q-G	-10,558	386,99	**p < 0,001**	10,25	260,99	**p < 0,001**
Q-V	-10,08	400,97	**p < 0,001**	9,6423	284,22	**p < 0,001**
Q-S	-12,933	411,09	**p < 0,001**	10,172	260,84	**p < 0,001**
G-V	0,26706	305,93	0,7896	-1,0413	275,81	0,2986
G-S	-1,8003	327,12	0,0727	-0,29839	404,47	0,7656
V-S	-2,0278	334,57	**0,0434**	0,811	304,3	0,4180

Los tests t para comparar los valores de H' y D en familias de coleópteros depredadores, presentan alguna diferencia poco relevante respecto a los realizados para el conjunto de familias. En Gijón indican diferencias significativas en casi todos los casos con excepción otra vez del parque de Los Pericones y el polígono industrial de Ensidesa, entre el parque del Cerro e Isabel la Católica para el índice H' y entre el parque del Cerro y el polígono industrial de Ensidesa para el índice de dominancia.

En León hay diferencias de más importancia, ya que aunque no resulta significativa la diferencia entre los parques de Los Reyes y Quevedo y entre el parque de La Granja y el polígono industrial de Santovenia, como en el caso del total de familias, tampoco se han detectado diferencias significativas entre el área rural de Santovenia y el parque de La Granja con ambos índices y entre Santovenia y el polígono industrial para el índice de dominancia de Simpson.

Se comprueba que la hipótesis de la perturbación intermedia (Conell, 1978), no se cumple con nuestros datos, considerando que los niveles de perturbación intermedia dentro de los gradientes propuestos se producirían, en teoría, bien en los parques que se ubican en el límite del casco urbano (Los pericones y La Granja) o bien en los polígonos industriales (Ensidesa y Vilecha). La realidad es que, en general, los valores de los índices de diversidad se incrementan en relación inversa al grado de urbanización dentro de los gradientes, de manera que los mayores valores de diversidad corresponden a las áreas rurales y las áreas que se encuentran en el borde o en la periferia de las ciudades presentan valores intermedios.

En numerosos trabajos en los que se investiga un gradiente urbano-rural, habitualmente se muestrean zonas urbanas, periurbanas y naturales, generalmente fragmentos de bosque (p.ej. Grandchamp, 2000; Magura et al., 2004; Elek & Lövei, 2005; Deichsel, 2006; Fujita et al., 2008), y se comparan comunidades de bosques poco antropizados con fragmentos de bosques en parques urbanos y zonas periurbanas sometidos a estrés ambiental. En estas condiciones se comparan comunidades bien conservadas con las que resisten en las zonas urbanas, refugiadas en los fragmentos de ese bosque original, y que han quedado integradas en la ciudad. Ahí es posible detectar, en teoría, las perturbaciones intermedias en los fragmentos de bosque periurbano. En nuestro caso no tenemos unas zonas de perturbación intermedia tan bien definidas, pues las áreas rurales se encuentran antropizadas en cierto grado al ser áreas agrícolas y ganaderas. Pero lo cierto es que, en estos trabajos, en algún caso las comunidades más ricas se encontraron en las áreas urbanas (Elek & Lövei, 2005; Sapia et al., 2006), en otros casos en las zonas más rurales (Ishitani et al., 2003; Deichsel, 2006; Sadler et al., 2006) o en áreas suburbanas (Fujita et al., 2008). Y finalmente hay trabajos en los que se ha investigado específicamente si la hipótesis de la perturbación intermedia se cumple en gradientes urbanos, concluyendo, como nosotros, que no se cumple de acuerdo con sus datos (Magura et al. 2004; Mercado-Cardenas & Buddle, 2009).

En nuestro territorio no existen parques con fragmentos de bosque nativo ni artificial que comparar con bosques naturales cercanos. De hecho el crecimiento de los núcleos urbanos se ha realizado sobre los territorios rurales tradicionales, como

los que se muestrearon fuera de las ciudades, y no sobre entornos naturales poco antropizados. Por lo tanto partimos de unos entornos previamente antropizados, que al urbanizarse se ven sometidos a un grado mucho mayor de estrés. En estas condiciones, posiblemente las zonas con una perturbacion intermedia sean las áreas rurales agrícolas, por lo que no podemos detectar el efecto descrito por la hipótesis de la perturbación intermedia, ante la falta de referencias en las que apoyarnos en la investigación. Aún así comprobamos que en otros trabajos con gradientes urbanos tampoco está claro que se cumpla.

5.2.3. Análisis de complementariedad

En los cuadros 5.2.19 y 5.2.20 y se muestran los resultados del cálculo del índice de complementariedad para Gijón y León. En las figuras 5.2.4 y 5.2.5 se muestran los diagramas clúster de agrupamiento con este índice.

En Gijón se forman dos grupos bien diferenciados cuando se consideran el conjunto de familias estudiadas: parques urbanos, por un lado, y las áreas extraurbanas, polígono industrial de Ensidesa y área rural de Fontaciera, por otro. De nuevo se comprueba, en este caso con una medida de diversidad beta, que existen diferencias entre las comunidades de coleópteros en zonas urbanas y el exterior de la ciudad. Sin embargo cuando se consideran solo los coleópteros depredadores, la situación varía agrupándose en dos conjuntos que en este caso separan el parque del Cerro del resto, estando además cercana el área rural de Fontaciera al parque de Isabel la católica.

En León, para el total de familias de coleópteros, al igual que en Gijón, se forman dos grupos, pero en uno de ellos se agrupan los dos parques más urbanos (Los Reyes y Quevedo) y por otro el parque de La Granja, el polígono industrial de Vilecha y el área rural de Santovenia, estando más cercanos los dos primeros entre sí. El índice de complementariedad, como en Gijón, ordena las áreas de muestreo según el gradiente urbano-rural estudiado. Cuando se realiza el análisis con coleópteros depredadores en León, se observa que los dos parques de Los Reyes y Quevedo se mantienen agrupados, pero el resto se separan independientemente, aunque manteniendo el orden del gradiente, por lo que el único cambio apreciable es cierto desagrupamiento en las áreas de muestreo periurbana y extraurbana.

En líneas generales, el uso de un índice de complementariedad entre áreas de muestreo, indica de nuevo que existen diferencias entre las comunidades a lo largo del gradiente urbano-rural. El hecho de que en Gijón el agrupamiento de las áreas de muestreo

Cuadro 5.2.19: Tablas comparativas del índice de complementariedad entre áreas de muestreo para el total de familias de coleópteros.

Gijón	C	I	P	E	F
C	1,00				
I	80,43	1,00			
P	77,52	76,42	1,00		
E	83,72	83,35	83,16	1,00	
F	83,41	78,63	80,33	82,10	1,00

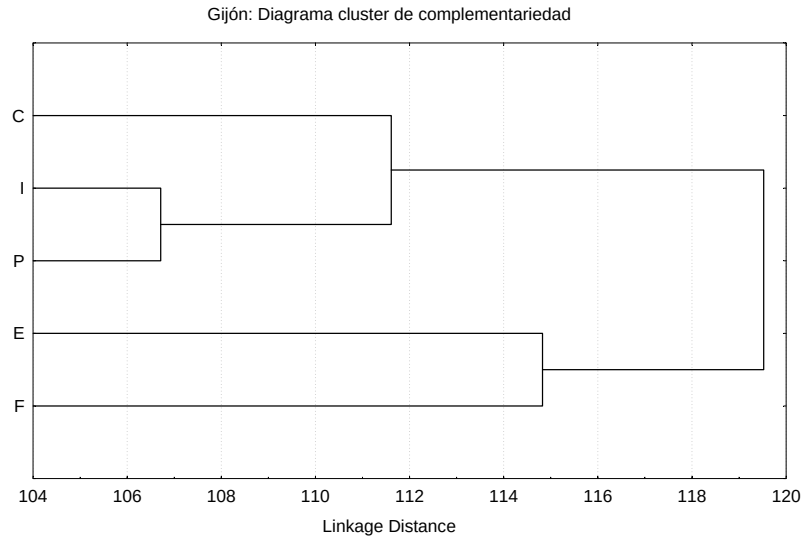
León	R	Q	G	V	S
R	1				
Q	80,00	1			
G	84,54	80,37	1		
V	81,37	82,08	79,51	1	
S	82,44	81,75	78,21	79,87	1

varíe sustancialmente, dependiendo de si se consideran los coleópteros depredadores o el conjunto de familias estudiadas, mientras que en León eso no ocurre, sugiere que las familias de coleópteros saprófagos-necrófagos en Gijón se ven más influenciadas que en León por los ambientes urbanos. No obstante es cierto que su presencia en los parques urbanos es escasa en ambos casos, pero en León hay mayor riqueza de cholévidos, por ejemplo, mientras que los parques de Gijón son muy pobres en especies de esta familia.

Cuadro 5.2.20: León: Tabla comparativa del indice de complementariedad entre áreas de muestreo para coleópteros depredadores.

Gijón	C	I	P	E	F
C	1				
I	81,25	1			
P	79,73	76,60	1		
E	84,85	82,14	84,00	1	
F	85,39	78,76	81,37	85,11	1

León	R	Q	G	V	S
R	1				
Q	81,69	1			
G	85,71	82,93	1		
V	81,71	85,19	81,91	1	
S	83,65	83,96	80,17	81,67	1



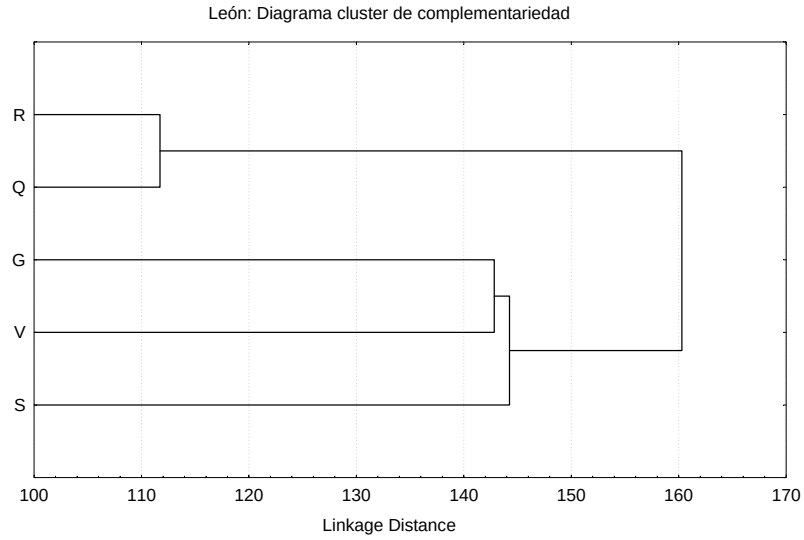
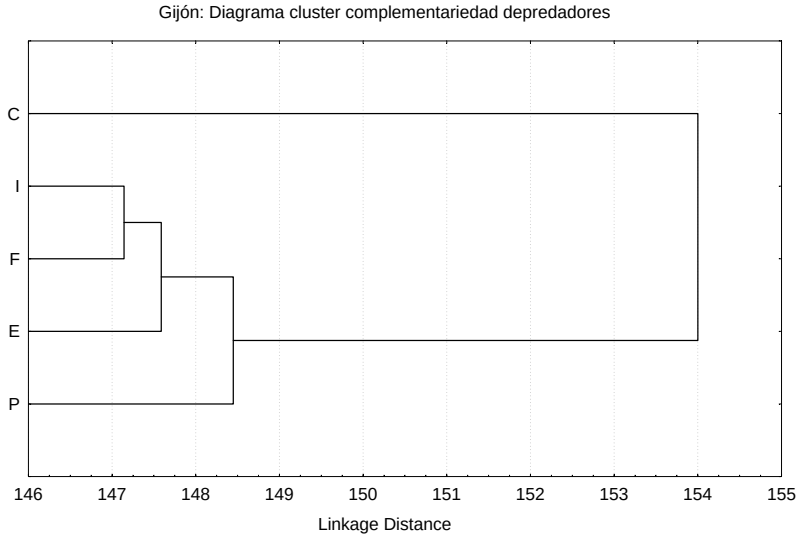


Figura 5.2.4: Diagramas de agrupamiento clúster para el total de familias de coleópteros utilizando el índice de complementariedad.



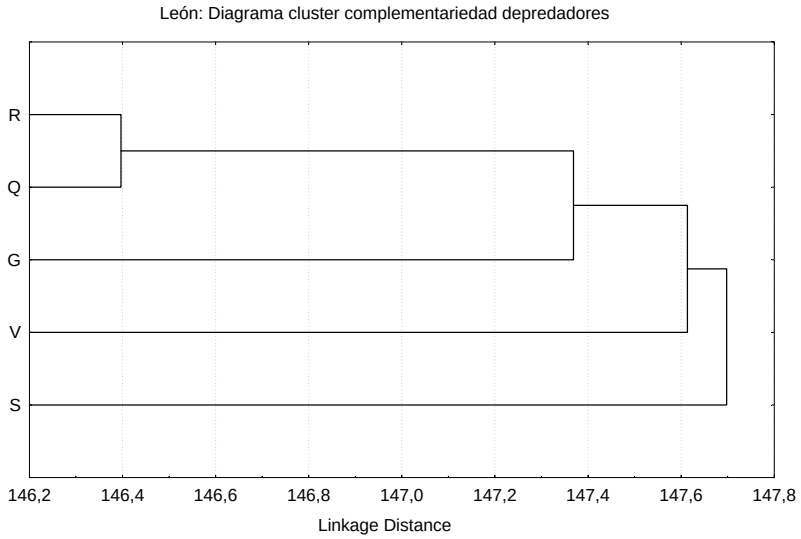


Figura 5.2.5: Diagramas de agrupamiento clúster para coleópteros depredadores utilizando el índice de complementariedad.

5.3. Análisis de ordenación

Se realizó un análisis de correspondencias para ordenar las diferentes áreas de muestreo en Gijón y León utilizando los datos del conjunto de familias estudiadas por un lado y por otro con los datos de las familias de coleópteros depredadores. Previamente se realizó un aňalisis de correspondencias segmentado (DCA, cuadro 5.3.1) que permitió obtener la longitud del gradiente del primer eje. Este dato permite decidir sobre si la respuesta de los datos es lineal o unimodal. Las longitudes de los gradientes en los cuatro casos estuvo entre 1,5 y 3,0 de manera que se decidió aplicar un análisis de correspondencias (CA). Los resultados del análisis de correspondencias se presentan en los cuadros 5.3.2 y 5.3.3, mostrándose las especies más significativas. Pueden verse los resultados completos en el Anexo 3. Se pueden interpretar gráficamente estos resultados para los dos primeros ejes (dimensiones en las gráficas) en las figuras 5.3.1 y 5.3.3 para Gijón y las figuras 5.3.2 y 5.3.4 para León.

Cuadro 5.3.1: Longitud del eje calculado con el análisis DCA para cada conjunto de datos.

	Longitud del primer eje
Total Gijón	2.1351
Depredadores Gijón	2.0958
Total León	2.2916
Depredadores León	2,6373

Para el conjunto de familias de coleópteros en Gijón, los dos primeros ejes explican el 62,5 % de la inercia total:

- Eje 1 (35,3 % de la inercia total): parece estar relacionado con el gradiente urbano-rural, ya que ordena a los tres parques urbanos en la parte negativa del eje, en relación con especies como *Nebria brevicollis*, *Ptomaphagus tenuicornis, Laemostenus terricola, Carabus melancholichus,* o *Paranchus albipe*s, y las áreas del polígono industrial y rural en la parte positiva, formando dos grupos diferenciados, en relación con especies como *Silpha tristis, Thanatophilus sinuatus, Margarinotus brunneus* o *Pseudoofonus rufipes*.

- Eje 2 (27,2 % de la inercia total): se relaciona con el porcentaje de cobertura de arbolado y arbustiva calculada (ver 3.1.2), estando en el extremo negativo del eje las dos áreas con mayor porcentaje de cobertura (46 % parque de Isabel la Católica y 40 % Ensidesa), en relación con especies como *Steropus gallega,* y en el otro el parque de Los Pericones (8 % de cobertura), en relación con

especies como *Paranchus albipes o Ptomaphagus tenuicornis*. De manera que este eje ordena las áreas de muestreo según la estructura de la vegetación.

En el ánálisis para el total de familias de coleópteros en León los dos primeros ejes explican el 66,5 % de la inercia total y los resultados son:

- Eje 1 (39,1 % del total de inercia): muestra una gradación desde el eje negativo donde se sitúan los parques urbanos de Los Reyes y Quevedo, en relación con especies como *Nebria brevicollis* o *Nargus velox*, hasta el eje positivo donde el parque de La Granja se ubica cerca del origen, y Santovenia y el polígono industrial de Vilecha que adquiere el valor más positivo, en relación con especies como *Thanatophilus sinuatus*, *Anchomenus dorsalis*, *Pseudoofonus rufipes* o *Laemostenus terricola*. Este eje parece ordenar las áreas de muestreo de acuerdo al gradiente urbano-rural, aunque ubica al área industrial como la más alejada en el lado positivo del eje.

- Eje 2 (27 % de la inercia total): ordena las áreas de muestreo en tres grupos, cercanas al origen del eje, los parques urbanos con especies como *Megalinus glabratus* o *Nargus velox*, y en los extremos el área rural de Santovenia, en el negativo y el área industrial de Vilecha, en el positivo. Parece tener relación con el gradiente urbano-rural estudiado unido a alguna otra variable ambiental relacionada. No se han tomado medidas de variables ambientales para este trabajo, pero por la ordenación generada, se puede especular con alguna variación debida al manejo de la vegetación o del suelo en cada zona. En ese caso, se pasa del área rural donde los suelos y la vegetación nativa pueden estar menos alterados, a los parques urbanos donde los suelos, a pesar de estar en parte urbanizados, presentan cierta estructura para posibilitar el crecimiento de flora ornamental, hasta el área industrial donde la urbanización del polígono, con movimientos de tierras, compactación del terreno y escaso ajardinamiento, posiblemente presente peores condiciones.

El análisis con las familias de coleópteros depredadores en Gijón muestra un resultado muy similiar al del total de familias y los dos primeros ejes explican el 61,4 % de la inercia total:

- Eje 1 (34,4 % de la inercia total): al igual que en el caso anterior ordena las áreas de muestreo, separando los parques urbanos en relación con especies como *Nebria brevicollis*, *Carabus melancholichus* o *Paranchus albipes,* de las áreas industrial de Ensidesa, acompañada de especies como *Nebria salina,* y la rural de Fontaciera, con especies como *Creophilus maxilosus* y con otras cercanas

y de valor más positivo, como *Poecilus cupreus*, *Margarinotus uncostriatus* o *Phosphuga atrata*. Como diferencia respecto a la ordenación del total de familias solo se observa que el área de Ensidesa se encuentra cerca del origen del eje y más cercana a los parques urbanos.

- Eje 2 (27 % de la inercia total): de nuevo ordena las áreas de muestreo de acuerdo al porcentaje de cobertura de arbolado y arbustiva, lo que supone ordenarlas según la estructura de la vegetación. Va desde el área industrial de Ensidesa en el extremo negativo del eje, acompañada de especies como *Nebria salina*, hasta el parque de Los Pericones en el extremo positivo, con especies como *Kissister minimus*; quedando en el origen el área rural de Fontaciera acompañada de especies como *Gyrohypnus fracticornis* y otras cercanas como *Margarinotus uncostriatus* y *Phosphuga atrata*.

El análisis para las familias de depredadores en León indica que los dos primeros ejes explican el 66,1 % de la inercia total y los resultados son:

- Eje 1 (37,4 % de la inercia total): el resultado es muy similar al obtenido para el total de familias, ordena las áreas de muestreo de acuerdo al gradiente urbano-rural, con la excepción de ubicar el área industrial de Vilecha en un extremo. En el extremo negativo se encuentran los parques de Los Reyes y Quevedo en relación con especies como *Nebria brevicollis*, *Megalinus glabratus* o *Calathus circumseptus*. En el otro extremo, el positivo, están el polígono industrial de Vilecha relacionado con *Saprinus acuminatus* o *Saprinus lautus* y el área rural de Santovenia acompañada de *Pseudoofonus rufipes*.

- Eje 2 (28,7 % de la inercia total): la ordenación es casi exacta a la obtenida para el total de familias, por lo que la explicación es la misma. En este eje en el extremo positivo se ubica el polígono industrial de Vilecha en relación con especies como *Laemostenus terricola* o *Saprinus acuminatus*, los parques urbanos se agrupan cerca del origen acompañados de *Megalinus glabratus* y en el otro extremo (negativo) está el área rural de Santovenia.

El hecho de que en el análisis con depredadores en León no se vea diferencia en la ordenación respecto al total de familias, indica que los coleópteros saprófagos-necrófagos no tienen gran influencia en el resultado total, ya que, en ausencia de ellas, la ordenación de las áreas de muestreo apenas se altera. En Gijón, sin embargo, aun siendo muy similar el agrupamiento, sí se nota alguna alteración, en especial del área de Ensidesa en el primer eje y en el segundo, por lo que se puede deducir cierta influencia de las familias de saprófagos-necrófagos sobre el resultado de la

ordenación de las áreas de muestreo. El área de muestreo de Ensidesa, al ser un polígono industrial con zonas de vertidos de escombros acumula detritus sin ser retirados rápidamente como en la ciudad, lo cual puede favorecer en cierta medida, junto al clima más húmedo y templado de Gijón, la presencia de saprófagos y explicar esta pequeña diferencia.

La ordenación mediante análisis de correspondencias también aporta datos acerca de ciertas especies que se encuentran más vinculadas al medio urbano, frente a otras más relacionadas con el entorno rural. *Nebria brevicollis* está claramente relacionada con el entorno urbano en las dos ciudades y , como ya se comentó en el estudio de la abundancia, es frecuente encontrarla en los ambientes urbanos europeos (Sustek, 1989; Weller & Ganzhorn, 2004; Elek & Lovëi, 2005). En el otro extremo, relacionadas con las áreas rurales de Fontaciera y Santovenia aparecen especies como *Pseudoofonus rufipes* y *Thanatophilus sinuatus*. La primera especie es típica de las agrocenósis (Kostova & Shishiniova, 2004), por lo que su presencia en áreas rurales con cierta superficie de cultivos y pastos es previsible. Por su parte, *Thanatophilus sinuatus* es el sílfido más abundante en nuestros muestreos, considerando los datos globales, coincidiendo en ésto con otros trabajos similares (Azpeitia, 1994). Dado que la presencia de sílfidos en el medio urbano es escasa y esta se incrementa fuera de las ciudades, podemos vincularla, de acuerdo al análisis de correspondencias y al resto de datos que hemos analizado, a las áreas no urbanas.

Cuadro 5.3.2: Resultados del análisis de correspondencias para el conjunto de todas las familias, ejes 1 y 2. qlt: calidad total respecto a la dimensionalidad de la solución. coor: coordenadas principales para cada dimensión. cor: contribución relativa del eje principal a la inercia del punto. ctr: contribución absoluta del punto a la inercia del eje. Las especies aparecen ordenadas por orden contribución absoluta al primer eje.

		eje 1			**eje2**		
	qlt	**coor**	**cor**	**ctr**	**coor**	**cor**	**ctr**
Gijón							
Silpha tristis	0,993	1,02	0,948	0,091	0,221	0,044	0,006
Nebria brevicollis	0,888	-0,631	0,85	0,071	-0,133	0,037	0,004
Thanatophilus sinuatus	0,889	0,757	0,888	0,047	0,014	0	0
Margarinotus brunneus	0,888	0,852	0,874	0,046	-0,11	0,014	0,001
Ptomaphagus tenuicornis	0,771	-0,74	0,19	0,043	1,295	0,581	0,171
Poecilus cupreus	0,696	1,36	0,591	0,039	0,574	0,105	0,009
Catops grandicollis	0,798	1,139	0,756	0,035	-0,269	0,042	0,003
Paranchus albipes	0,705	-0,914	0,274	0,035	1,145	0,43	0,072
Laemostenus terricola	0,707	-0,809	0,243	0,035	-1,118	0,464	0,088
Creophilus maxilosus	0,872	1,294	0,821	0,03	0,321	0,051	0,002
Pseudoophonus rufipes	0,939	0,887	0,916	0,028	0,141	0,023	0,001
Carabus melancholichus	0,798	-0,6	0,184	0,018	-1,098	0,614	0,08
Kissister minimus	0,366	-0,542	0,171	0,017	0,577	0,194	0,025
Steropus gallega	0,926	-0,221	0,107	0,014	-0,613	0,819	0,135
Bisnius cephalotes	0,299	-0,091	0,007	0,001	0,57	0,292	0,045
León							
Nebria brevicollis	0,997	-1,161	0,983	0,303	0,136	0,014	0,006
Megalinus glabratus	0,856	-1,201	0,855	0,115	0,036	0,001	0
Calathus circumseptus	0,857	-1,376	0,846	0,033	0,155	0,011	0,001
Philonthus intermedius	0,644	-1,368	0,635	0,026	0,162	0,009	0,001
Nargus velox	0,782	-1,021	0,78	0,022	-0,055	0,002	0
Thanatophilus sinuatus	0,574	0,464	0,511	0,02	0,162	0,062	0,003
Anchomenus dorsalis	0,942	0,697	0,317	0,015	-0,978	0,625	0,042
Pseudoophonus rufipes	0,79	0,54	0,183	0,01	-0,984	0,607	0,048
Laemostenus terricola	0,943	0,641	0,147	0,01	1,49	0,796	0,077
Nebria salina	0,914	1,135	0,215	0,009	2,049	0,7	0,041
Onthophilus globulosus	0,914	1,135	0,215	0,009	2,049	0,7	0,041
Saprinus acuminatus	0,99	0,83	0,261	0,007	1,386	0,728	0,028
Saprinus lautus	0,859	0,637	0,109	0,007	1,674	0,75	0,069

Cuadro 5.3.3: Resultados del análisis de correspondencias para familias de depredadores, ejes 1 y 2 . qlt: calidad total respecto a la dimensionalidad de la solución. coor: coordenadas principales para cada dimensión. cor: contribución relativa del eje principal a la inercia del punto. ctr: contribución absoluta del punto a la inercia del eje. Las especies aparecen ordenadas por orden contribución absoluta al primer eje.

		eje 1			**eje2**		
	qlt	**coor**	**cor**	**ctr**	**coor**	**cor**	**ctr**
Gijón							
Poecilus cupreus	0,959	1,869	0,95	0,096	0,178	0,009	0,001
Margarinotus brunneus	0,997	0,941	0,825	0,073	-0,43	0,172	0,019
Creophilus maxilosus	1	1,562	0,991	0,057	-0,144	0,008	0,001
Nebria brevicollis	0,843	-0,469	0,718	0,051	0,195	0,124	0,011
Pseudoophonus rufipes	0,931	0,998	0,872	0,047	-0,259	0,059	0,004
Gyrohypnus fracticornis	0,875	0,834	0,869	0,046	0,069	0,006	0
Margarinotus uncostriatus	0,959	1,869	0,95	0,041	0,178	0,009	0
Phosphuga atrata	0,959	1,869	0,95	0,041	0,178	0,009	0
Steropus gallega	0,867	-0,326	0,28	0,038	-0,472	0,587	0,102
Carabus melancholichus	0,61	-0,614	0,252	0,025	-0,731	0,358	0,045
Paranchus albipes	0,471	-0,523	0,079	0,015	1,167	0,392	0,095
Kissister minimus	0,58	-0,299	0,06	0,007	0,879	0,52	0,073
Bisnius cephalotes	0,559	0,208	0,043	0,006	0,722	0,516	0,091
Nebria salina	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,046
León							
Nebria brevicollis	0,969	-1,039	0,951	0,282	0,144	0,018	0,007
Megalinus glabratus	0,746	-1,033	0,746	0,099	0,026	0	0
Calathus circumseptus	0,743	-1,154	0,73	0,027	0,154	0,013	0,001
Calathus mollis	0,75	0,808	0,706	0,021	0,202	0,044	0,002
Trechus obtusus	0,629	0,429	0,351	0,021	-0,381	0,277	0,021
Anchomenus dorsalis	0,993	0,76	0,353	0,021	-1,024	0,64	0,05
Pseudoophonus rufipes	0,889	0,649	0,249	0,017	-1,041	0,64	0,057
Laemostenus terricola	0,952	0,762	0,197	0,016	1,491	0,755	0,082
Nebria salina	0,947	1,349	0,289	0,015	2,037	0,658	0,044
Onthophilus globulosus	0,947	1,349	0,289	0,015	2,037	0,658	0,044
Saprinus lautus	0,907	0,87	0,194	0,015	1,666	0,713	0,073
Saprinus acuminatus	0,961	0,869	0,266	0,009	1,404	0,695	0,031

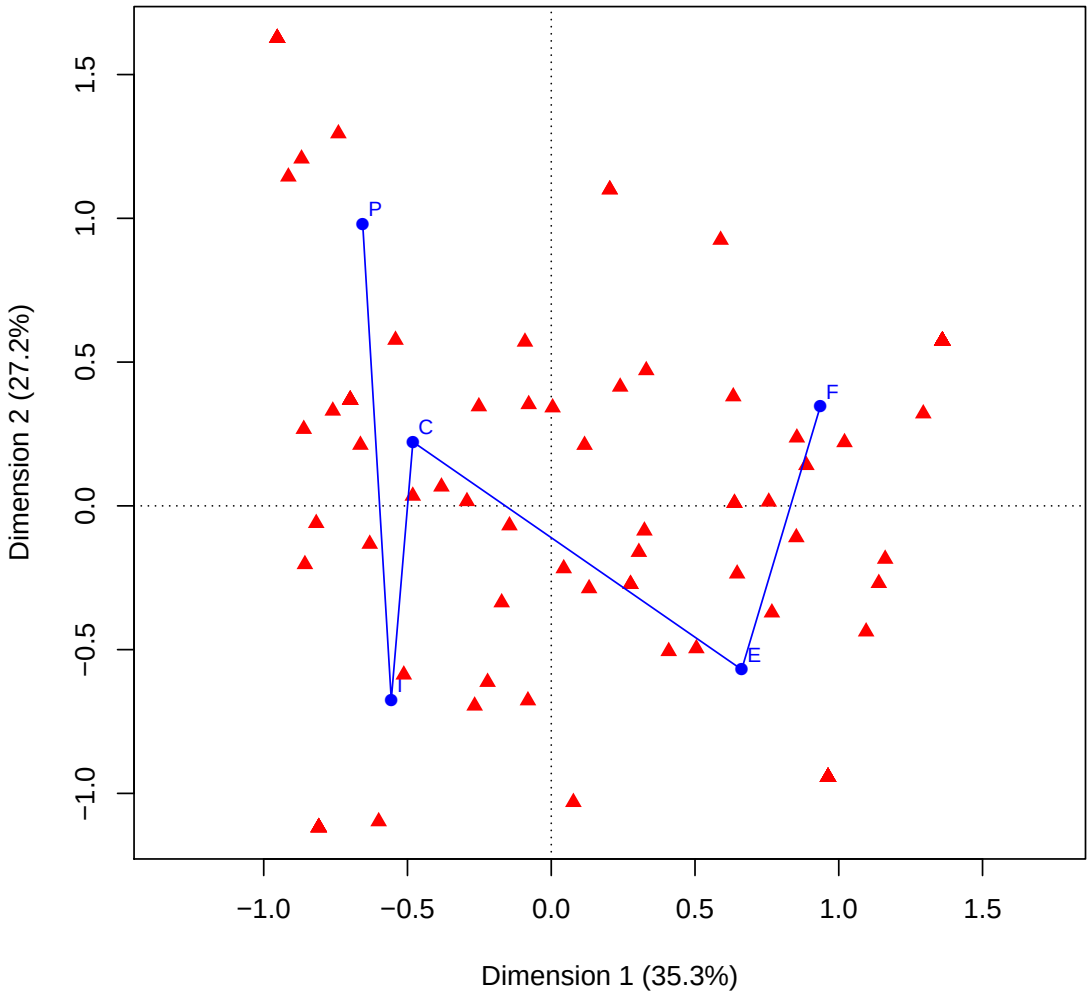


Figura 5.3.1: Gijón. Análisis de correspondencias para el total de familias, ejes 1-2. Las especies aparecen como triángulos sin etiquetas para facilitar la lectura.

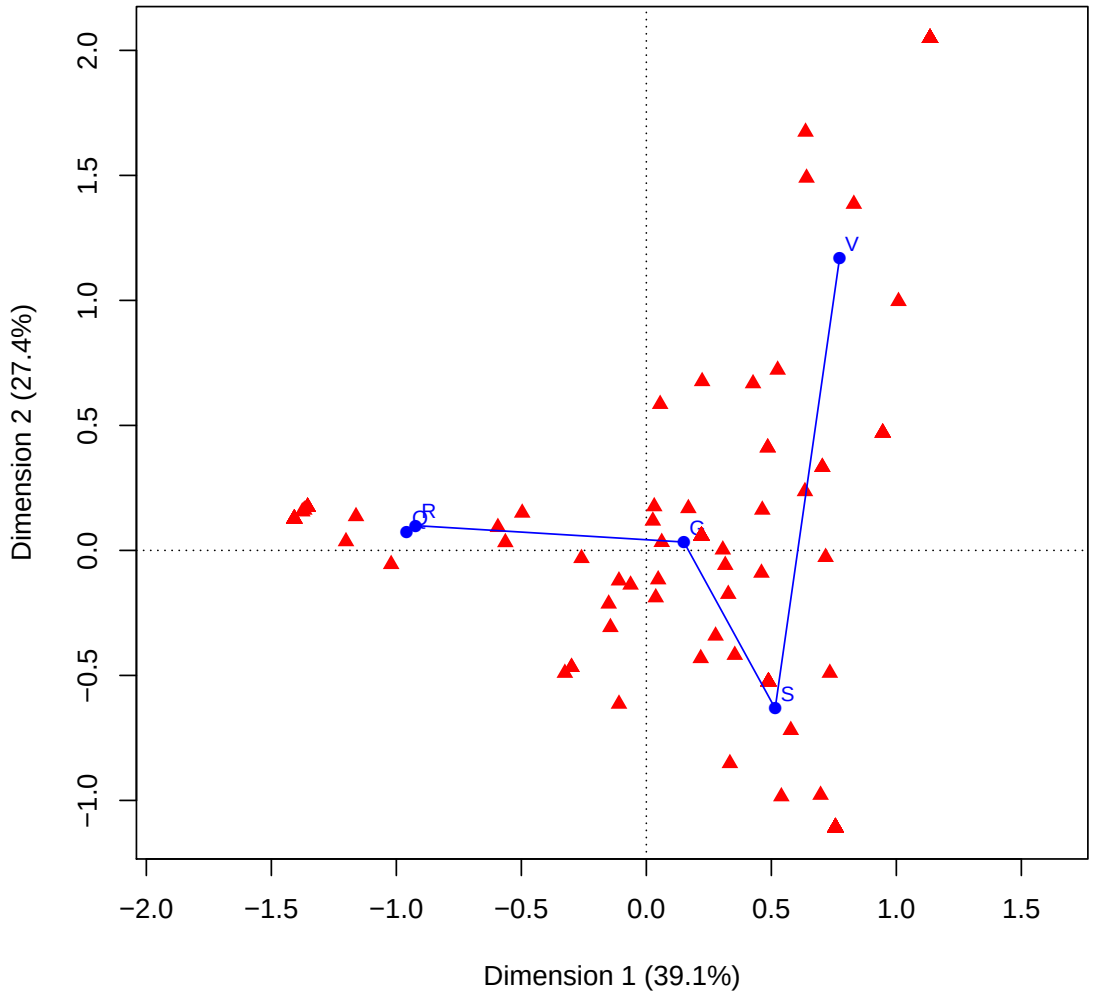


Figura 5.3.2: León. Análisis de correspondencias para el total de familias, ejes 1-2. Las especies aparecen como triángulos sin etiquetas para facilitar la lectura.

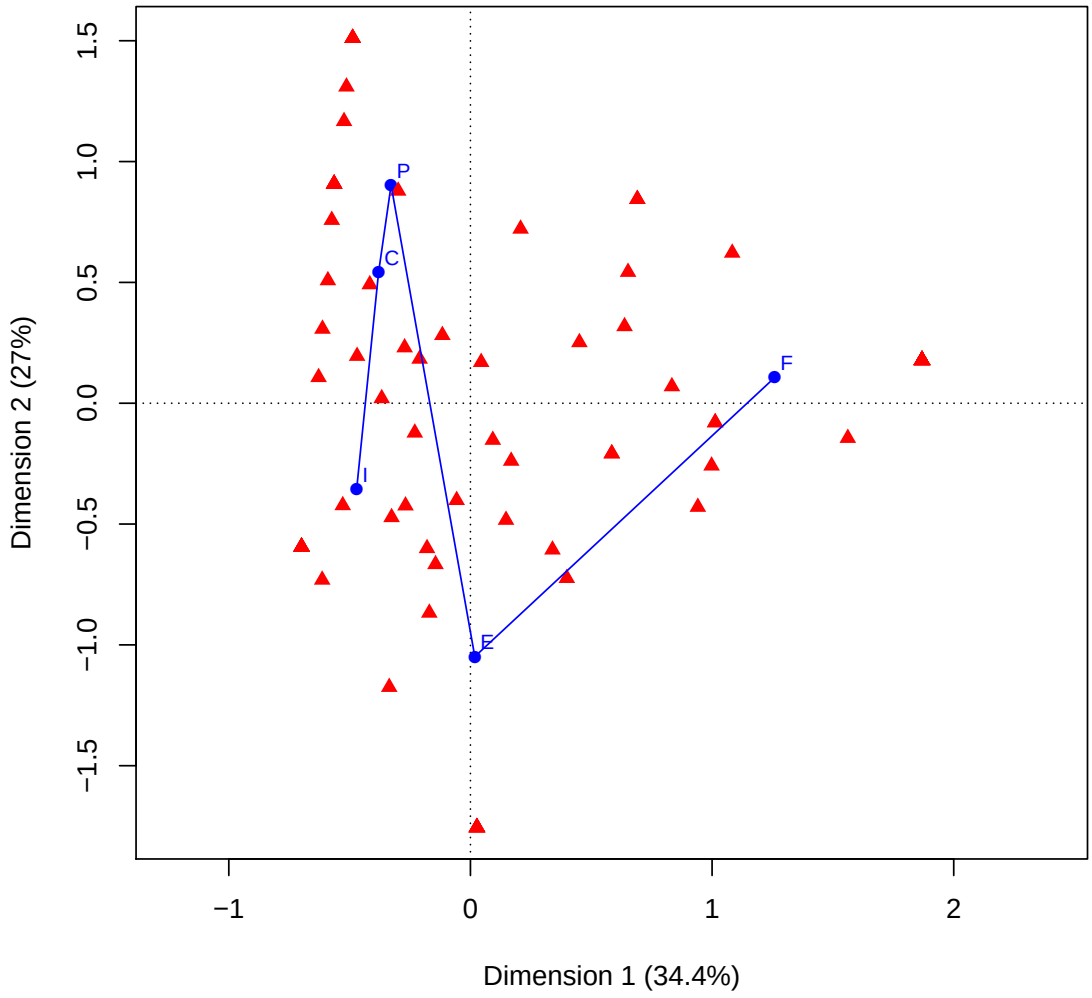


Figura 5.3.3: Gijon. Análisis de correspondencias para familias de depredadores, ejes 1-2 y 2-3. Las especies aparecen como triángulos sin etiquetas para facilitar la lectura.

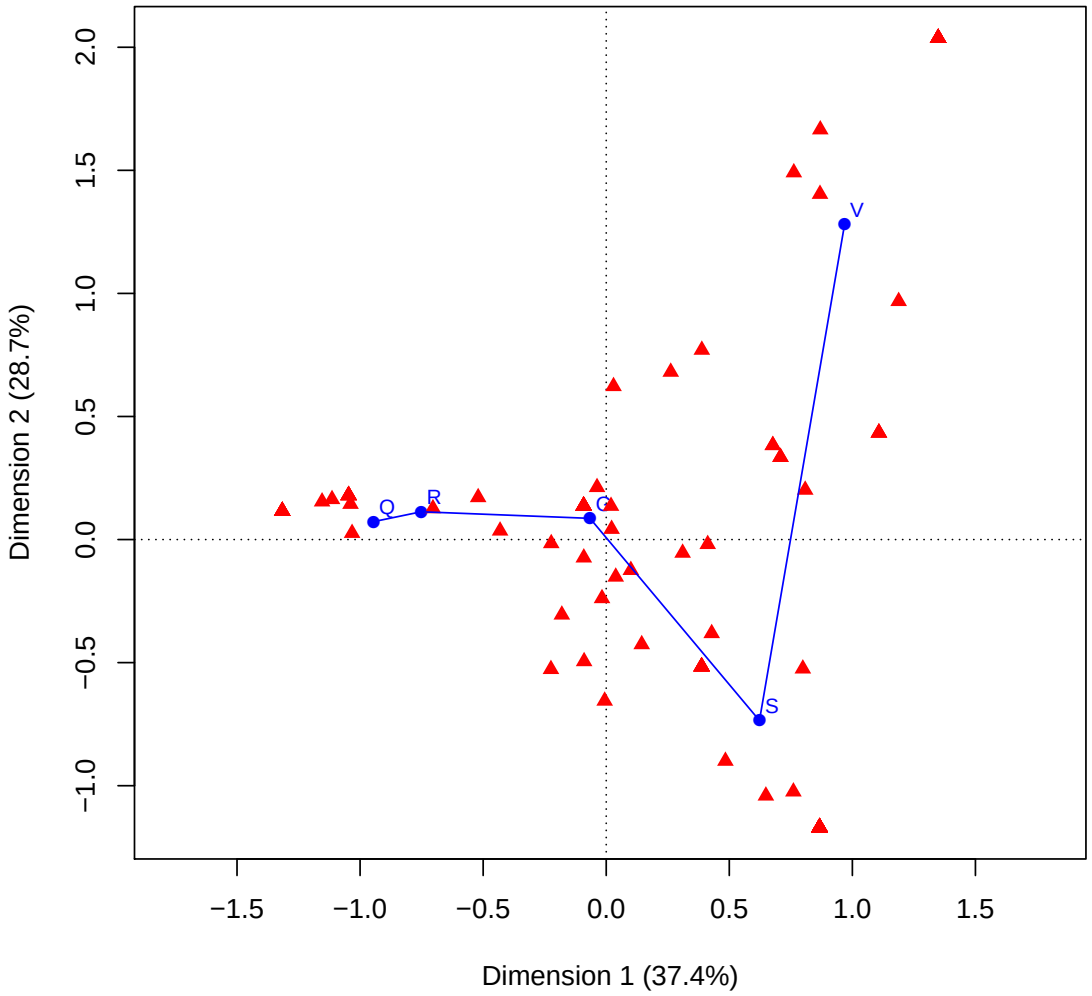


Figura 5.3.4: León. Análisis de correspondencias para familias de depredadores, ejes 1-2 y 2-3. Las especies aparecen como triángulos sin etiquetas para facilitar la lectura.

5.4. Análisis de hábitat preferente

De acuerdo a los datos disponibles sobre el tipo de hábitat preferente que ocupan las distintas especies de coleópteros estudiados, se analiza si existe una relación entre estas especies y el gradiente urbano-rural que se investiga. Para ello los coleópteros fueron agrupados según su preferencia y por familias. Para las familias Cholevidae, Silphidae e Histeridae finalmente no se realizó el análisis por su bajo número de capturas en algunas áreas de muestreo, que produjeron resultados poco significativos, además de que no existe información concluyente acerca de las preferencias de hábitat de varias especies. De manera que se analizaron las familias Carabidae y Staphylinidae de las cuales existe suficiente información publicada. Los grupos se describen en la metodología, y en el anexo 4 se detalla por especies este agrupamiento.

En el cuadro 5.4.1 se muestra el número de especies en cada grupo de coleópteros especialistas o generalistas de hábitats en cada área de muestreo, según las clasificaciones que se realizaron para carábidos y estafilínidos. En los cuadros 5.4.2 y 5.4.3 se muestran por su parte los resultados de los modelos lineales generales aplicados sobre esos datos.

Según los tests realizados con los modelos lineales generales, para los carábidos, el grupo O (hábitats abiertos) responde significativamente al gradiente urbano-rural en Gijón y en León, mientras que en los estafilínidos solo resulta siginifcativo el grupo R2 en León. Los carábidos especialistas de bosques (grupo F) son los más escasos, como es de esperar, pues se muestrearon ambientes bastante abiertos, de manera que los especialistas más comúnes son los de hábitats abiertos (grupo O). En todas las áreas de muestreo urbanas e industriales de Gijón y León, el mayor número de especies corresponde a los carábidos generalistas, mientras que en las dos áreas rurales hay más especialistas de hábitats abiertos que generalistas. Esto hace que en ambos casos las especies del grupo O respondan significativamente al gradiente urbano-rural incrementando su presencia a medida que se reduce el grado de urbanización en el gradiente. Es llamativa la presencia en Gijón de especies del grupo F en los parques urbanos, que corresponden a especies del género *Carabus* y *Leistus*, que no están presentes en el área rural.

Los porcentajes ofrecen datos adicionales que muestran que la importancia relativa de las especies del grupo O (especialistas de hábitats abiertos), se reduce al incrementarse el grado de urbanización y, por el contrario, las especies generalistas (grupo G) incrementan su presencia relativa en ese gradiente.

De acuerdo a la hipótesis de las especies oportunistas (Gray, 1989), en los parques urbanos deberíamos encontrar un incremento de la dominancia de las especies generalistas. En efecto, en los parques urbanos de Gijón y León, así como en las áreas industriales el mayor número de especies son generalistas y además, según los datos de abundancia las especies dominantes en los parques urbanos son las generalistas como *Nebria brevicollis* o *Steropus gallega*, mientras que en las áreas rurales la especie dominante es un especialista de hábitats abiertos como *Pseudoofonus rufipes*. Por lo tanto consideramos que nuestros datos confirman esta hipótesis.

La hipótesis de los especialistas del hábitat (Magura et al., 2004) se ve confirmada, al igual que la anterior, con los datos de carábidos, ya que se observa como se reduce el número de especies de hábitats abiertos (grupo O) a lo largo del gradiente de urbanización creciente y también se observa que para estas especies se produce una reducción de su abundancia en ese gradiente.

Cuadro 5.4.1: Número de especies por área de muestreo según el tipo de hábitat preferente de carábidos y estafilínidos. Entre paréntesis los porcentajes relativos al número de especies dentro de cada área de muestreo para cada grupo.

Carabidae

Gijón	C	I	P	E	F
Grupo F	3 (25 %)	2 (16,7 %)	1 (7,7 %)	2 (14,3 %)	0
Grupo O	0	3 (25 %)	4 (30,8 %)	4 (28,6 %)	7 (53,8 %)
Grupo G	9 (75 %)	7 (58,3 %)	8 (61,5 %)	8 (57,1 %)	6 (46,2 %)

León	R	Q	G	V	S
Grupo F	0	0	1 (10 %)	0	1 (3,6 %)
Grupo O	4 (40 %)	2 (20 %)	4 (40 %)	5 (41,7 %)	15 (53,6 %)
Grupo G	6 (60 %)	8 (80 %)	5 (50 %)	7 (58,3 %)	12 (42,9 %)

Staphylinidae

Gijón	C	I	P	E	F
Grupo R2	4 (33 %)	5 (25 %)	4 (26,7 %)	3 (25 %)	6 (25 %)
Grupo R1	4 (20 %)	4 (20 %)	3 (20 %)	5 (41,7 %)	5 (20,8 %)
Grupo E	4 (33,3 %)	11 (55 %)	8 (53,3 %)	4 (33,3 %)	13 (54,2 %)

León	R	Q	G	V	S
Grupo R2	0	1 (6,3 %)	4 (23,5 %)	2 (16,7 %)	6 (27,3 %)
Grupo R1	3 (30 %)	4 (25 %)	3 (17,6 %)	2 (16,7 %)	5 (22,7 %)
Grupo E	7 (70 %)	11 (68,8 %)	10 (58,8 %)	8 (66,7 %)	11 (50 %)

Con los estafilínidos no se obtienen resultados tan claros, dado que las especies euritópicas son la mayoría en todas las áreas de muestreo. En todos los grupos considerados (R2, R1 y E) se produce una disminución en el número de especies a lo largo del gradiente de urbanización creciente, más patente en el caso de los grupos R2 y R1. Parece que la hipótesis de los especialistas del hábitat se cumple con esta familia, pues se reduce la presencia de especialistas de los grupos R2 y R1, a lo largo gradiente y para el grupo R2 de León esta reducción es significativa de acuerdo a los modelos lineales generales. Pero por otro lado, las especies que son consideradas generalistas (grupo E), mantienen en algunas áreas de muestreo (como I, Q y G), un número de especies similar al de las áreas rurales y además en Gijón, o mantienen su importancia relativa o es incluso menor que en área rural de Fontaciera, de acuerdo al porcentaje relativo de especies en cada área de muestreo. En León, sin embargo se produce un incremento de su dominancia en las áreas más urbanas. Los datos indican que la hipótesis de las especies oportunistas se cumple en León, pero no en Gijón, por lo cual, con resultados contradictorios en cada ciudad, no podemos confirmar con seguridad que esta hipótesis se cumple en el caso de los estafilínidos.

Cuadro 5.4.2: Resultados del GLM para la familia Carabidae. F: especies especialistas de hábitats forestales, O: especies con preferencia por áreas abiertas, G: especies generalistas. C y G son los coeficientes intercept en el modelo. gl grados de libertad. Gijón, C: Cerro, I: Isabel La Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León, R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia. p en negrita valor significativo con alfa= 0,05.

	Devianza			Coeficientes				
	Nula	Res. Grad.	p					
gl resid.	13	9						
Gijón				C	I	P	E	F
Grupo F	15,05	8,21	0,145	0,288	-0,288	-19,590	-1,386	-0,288
Grupo O	25,35	11,25	**0,007**	-5,01E-17	1,100	0,981	0,511	-19,300
Grupo G	15,44	9,79	0,227	1,735	-0,030	-0,887	-0,435	-0,125
León				R	Q	G	V	S
Grupo F	9,24	3,82	0,2465	-1,099	-20,200	-20,200	0,693	-20,200
Grupo O	29,22	12,8	**0,002**	0,288	-0,693	-2,20E-16	1,386	0,629
Grupo G	7,34	4,56	0,596	1,099	0,368	0,288	0,636	0,511

Cuadro 5.4.3: Resultados del GLM para la familia Staphylinidae. F: especies especialistas de hábitats forestales, O: especies con preferencia por áreas abiertas, G: especies generalistas. C y G son los coeficientes intercept en el modelo. gl grados de libertad. Gijón, C: Cerro, I: Isabel La Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León, R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia. p en negrita valor significativo con alfa= 0,05.

	Devianza			Coeficientes				
	Nula	Res. Grad.	p					
gl resid.	13	9						
Gijón				C	I	P	E	F
Grupo R2	7,591	5,187	0,662	0,847	-0,154	0,539	-1,67E-16	0,251
Grupo R1	9,756	7,701	0,726	8,28E-01	0,629	0,406	0,223	-0,288
Grupo E	17,64	12,734	0,297	0,693	0,406	0,916	0,693	0,288
León				R	Q	G	V	S
Grupo R2	17,338	4,97	**0,015**	0,693	-1,792	-0,2	6,64E-18	0,693
Grupo R1	11,743	6,696	0,283	4,33E-13	0,288	-4,33E-13	1,099	-4,33E-13
Grupo E	12,648	12,258	0,983	1,674	-0,065	-0,208	-0,065	-0,169

6 Conclusiones

De índole faunístico.

En los muestreos realizados en los dos gradientes de urbanización para el estudio de las cinco familias de coleópteros, se capturaron en Gijón un total de 3.114 ejemplares, pertenecientes a 102 especies distribuidas en 47 géneros. En León los ejemplares recolectados fueron 1.628, pertenecientes a 118 especies y distribuidas en 51 géneros.

Respecto al método de muestreo.

- Nuestros resultados indican que el diseño de muestreos en gradientes desde áreas urbanizadas hacia áreas rurales es una técnica útil para identificar parámetros o especies indicadoras de presión urbana y son coherentes en general con los resultados obtenidos en trabajos similares en gradientes urbanos-rurales.

- El uso de grupos de tres trampas de caída con hígado, cerveza y agua, ayuda a obtener una representación más amplia de las comunidades de las familias estudiadas, dado que en todas ellas, en mayor o menor medida, existen especies que se ven atraídas por diferentes tipos de cebos.

- Aun así, los resultados de los ajustes a los modelos de distribución de abundancia nos hacen sospechar que se han recolectado muestras de comunidades más amplias posiblemente distribuidas en agregados. Por su parte los resultados de la estimación de la riqueza de especies mediante las curvas de acumulación de especies y los estimadores no paramétricos, indican que, de incrementarse el esfuerzo de muestreo, aún es posible capturar bastantes más especies de las identificadas en el estudio. Todo esto en conjunto indica que el muestreo no ha sido suficientemente representativo, aunque ésto puede ser una consecuencia de la heterogeneidad, dinamismo y por lo tanto de la inestabilidad de los ambientes antropizados.

Derivadas del estudio de la abundancia.

- En ambos núcleos urbanos se observa el mismo patrón en la composición de las comunidades de carábidos, con una o dos especies muy abundantes en los parques urbanos (con la excepción de La Granja en León), siendo común en ambas *Nebria brevicollis*, en Gijón *Steropus gallega* y una misma especie dominante en las áreas rurales que es *Pseudoophonus rufipes*.

- La abundancia de cholévidos, histéridos y sílfidos es muy baja en los parques urbanos y aumenta en el límite del casco urbano, en áreas periurbanas (polígonos industriales) y en las rurales. La ausencia de detritus orgánicos, que en las ciudades además son retirados por los servicios de limpieza, parece la explicación más razonable a su baja abundancia en los ambientes urbanos. No obstante, en el caso de cholévidos y sílfidos, la escasez de capturas en las áreas urbanas condiciona la posibilidad de establecer comparaciones más allá de constatar que en los ambientes urbanos se reduce significativamente su abundancia. Entre los histéridos se destaca la abundancia en ambientes urbanos de *Kissiter minimus*.

- Los estafilínidos de la subfamilia Staphylininae muestran en general bajas abundancias tanto en Gijón como en León y éstas se encuentran más equitativamente distribuidas entre áreas urbanas, periurbanas y rurales que en las otras familias estudiadas. Destacan algunas especies por su dominancia en algunos parques urbanos como *Ocypus olens* en Gijón y *Megalinus glabratus* en León.

- En general la abundancia de coleópteros de familias saprófagas-necrófagas y necrófilas (Cholevidae, Histeridae y Silphidae) desciende a medida que se incrementa el grado de urbanización en los dos gradientes estudiados. Esto contrasta con los datos de abundancia para las familias de depredadores no especializados (Carabidae y Staphylinidae) que se incrementa en las áreas urbanas, con excepción de los estafilínidos en León, que desciende moderadamente. Probablemente esta diferencia se debe a los distintos niveles de especialización trófica de cada familia, los detritívoros dependen de recursos tróficos efimeros y escasos en las ciudades y los depredadores no especializados, pueden utlilizar diferentes microhábitats y alimentarse de mayor variedad de presas.

- En lo referente a los niveles de especialización trófica que hemos comentado, podemos decir que, con los datos de abundancia obtenidos, se cumple la hipótesis de los especialistas del hábitat (Magura et al., 2004), ya que los coleópteros

especializados en alimentación saprófaga, necrófaga y los depredadores necrófilos reducen su presencia en el núcleo urbano. También se cumple la hipótesis de las especies oportunistas (Gray, 1989), pues los coleópteros depredadores no especializados, incrementan su presencia en las áreas urbanas.

- En el caso de algunas especies como *Nebria brevicollis*, *Steropus gallega* u *Ocypus olens*, su elevada abundancia en los parques de las ciudades parece indicar que tienen mayor tolerancia a los ambientes urbanos, por lo que podrían ser potenciales indicadoras de presión urbana.

- La abundancia estacional no muestra diferencias importantes entre las áreas de muestreo urbanas, periurbanas y rurales. Tan sólo se ve en algún caso (carábidos en Gijón) un incremento de capturas en los meses de invierno en los parques urbanos respecto al área rural, lo cual puede tener explicación en el efecto "isla de calor" característico del clima urbano.

- El ajuste de los datos a los modelos de distribución de abundancia proporcionó resultados contradictorios con el resto de análisis realizados. En las áreas urbanas se ajustaron al modelo normal logarítmico, mientras que en las áreas rurales se ajustaron mejor al modelo logarítmico, cuando era de esperar justo lo contrario. Creemos que el muestreo en ambientes heterogéneos, muy dinámicos e inestables, como son los urbanos puede dar lugar a sesgos al capturar pequeñas muestras de comunidades mayores, probablemente distribuidas en agregados, tal y como hemos comentado anteriormente.

- Considerando las diferencias entre familias de coleópteros, entre grupos tróficos y especies, podemos afirmar que la abundancia es un parámetro que puede ser útil como indicador de presión urbana.

Derivadas del estudio de la diversidad

De la riqueza de especies

- Los valores de riqueza de especies, los índices de riqueza y los estimadores paramétricos y no paramétricos coinciden en que, tanto para los valores observados como para los estimados, la riqueza de especies disminuye conforme aumenta el grado de urbanización en los dos gradientes estudiados. Estos resultados están de acuerdo con la hipótesis de la perturbación creciente de Gray (1989).

- Las curvas de acumulación de especies resultan un interesante método para estimar la riqueza de especies y evaluar la biodiversidad, pero su utilización para estimar la riqueza de especies como indicador de presión ambiental urbana se ve limitado. Es posible que en los ambientes urbanos y en general en los antropizados, por las características propias de estos espacios, los muestreos presenten sesgos que dificultan la estimación de la riqueza por éste método.

- Las comunidades de coleópteros en los dos gradientes investigados se encuentran anidadas, es decir que las comunidades de las áreas con menor riqueza, como los parques urbanos, son subconjuntos anidados de las áreas con mayor riqueza, en este caso las áreas rurales.

- La riqueza de especies se postula como un parámetro de las comunidades de coleópteros potencialmente útil como indicador de presión urbana, ya que su respuesta al grado de urbanización es bastante significativa.

De la abundancia proporcional

- Los índices de diversidad basados en la abundancia proporcional indican que la diversidad se incrementa en relación inversa al grado de urbanización en los gradientes investigados, de manera que las áreas rurales resultaron las más diversas y los parques urbanos los menos diversos.

- Con los resultados obtenidos en el cálculo de la diversidad en el gradiente urbano-rural encontramos no se cumpe la hipótesis de la perturbación intermedia (Conell, 1978).

Del índice de complementariedad

La aplicación del índice de complementariedad, como medida de diversidad beta, agrupa y ordena las áreas de muestreo de acuerdo al gradiente de urbanización que se está estudiando, tanto en Gijón como en León. Tan solo existen algunas diferencias cuando se aplicó a las familias de depredadores en Gijón, poniendo de relieve la influencia de los coleópteros saprófagos-necrófagos en esta ciudad en los resultados obtenidos para el conjunto de familias.

Del análisis de ordenación

En la ordenación generada por el análisis de correspondencias se observa como en los dos núcleos urbanos se sigue de nuevo un patrón similar, siendo el gradiente urbano-rural el que mayor procentaje de inercia explica, seguido de un segundo eje en relación con la estructura de la vegetación. Esto nos indica que el grado de urbanización es el principal factor para explicar las diferencias en las comunidades que dan lugar a esta ordenación. La estructura de la vegetación que explica el segundo eje también tiene cierta relación con la intervención humana, ya que, en los parques urbanos, esta estructura se debe a un diseño paisajístico, en las áreas industriales es consecuencia del diseño urbano del polígono y en las áreas rurales del manejo que se hace del territorio con fines agrícolas y ganaderos.

Del análisis de hábitat preferente

La hipótesis de los especialistas de hábitat (Magura et al., 2004) se cumple con los datos de carábidos y estafilínidos, ya que la presencia de especies especialistas de hábitat disminuye a medida que aumenta el grado de urbanización en los gradientes estudiados.

La hipótesis de las especies oportunistas (Gray, 1989) se cumple para la familia Carabidae, pero no en todos los casos para la familia Staphylinidae. Las especies generalistas de carábidos son más numerosas en los parques urbanos y áreas industriales, pero en el caso de los estafilínidos, mientras en León se observa un incremento de la dominancia de especies euritópicas (generalistas) en las áreas más urbanizadas, en Gijón no ocurre lo mismo.

Del estudio de las especies características en el gradiente urbano-rural.

De acuerdo con los resultados obtenidos de aplicar el índice IndVal, con los datos de abundancia y con los resultados de la ordenación en el análisis de correspondencias, las especies que han caracterizado los diferentes niveles de urbanización en los gradientes estudiados son en cada caso:

- Especies características de áreas con mayor grado de urbanización (parques urbanos): en Gijón, *Carabus melancholicus*, *Nebria brevicollis*, *Steropus gal-*

lega, Ptomaphagus tenuicornis y *Ocypus olens*. En León, *Nebria brevicollis* y *Megalinus glabratus*.

- Especies características de áreas con un menor grado de urbanización (parques periurbanos o polígonos industriales): en Gijón, *Steropus gallega, Paranchus albipes* y *Thanatophilus sinuatus*. En León, *Thanatophilus sinuatus*, *Saprinus detersus* y *Saprinus furvus*.

- Especies características de zonas no urbanas (áreas rurales): en Gijón, *Pseudoophonus rufipes, Ontholestes murinus*, *Silpha tristis*, *Philontus succicola*, *Thanatophilus sinuatus*, *Ocypus olens* y *Steropus gallega*. En León, *Anchomenus dorsalis, Pseudoophonus rufipes y Thanatophilus sinuatus*.

Referencias

Las referencias de publicaciones periódicas se han estructurado según las normas establecidas en: Serial Publications in the British Museum (Natural History) Library, 1980. A-Z. Tercera edición. Trustees of the British Museum (Natural History). 1436 pp.

Achieno, K.A. & Giliomee, J.H., 2007. Rearing the house fly predator Carcinops pumilio (Erichson) (Coleoptera, Histeridae) using eggs and larvae of Drosophila melanogaster (Meigen) (Diptera: Drosophilidae) as prey. *African Journal Biotechnol*ogy 6: 2062-2064.

Adis, J., 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena*, 202: 177-184.

Alaruikka, D.; Kotze, J.; Matveinen, K. & Niemelä, J., 2002. Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban–rural gradient in southern Finland. *Journal of Insect Conservation* 6: 195–206.

Alberti, M.; Marzluff, J.M.; Shulenberger, E.; Bradley, G.; Ryan, C. & Zumbrunnen, C., 2003. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience* 53 (12): 1169-1179.

Allegro, G. & Sciaky, R., 2003. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* 175: 275-284.

Anderson R.S. & Peck S.B., 1985. The carrion beetles of Canada and Alaska (Coleoptera: Silphidae and Agyrtidae). *The insects and arachnids of Canada.* Part 13. Ottawa, ON, Canada: Biosystematics Research Institute.

Angold, P.G.; Sadler, J.P;. Hill, M.O.; Pullin, A.; Rushton, A; Austin, K.; Small, E.; Wood, B.; Wadsworth, R.; Sanderson, R & Thompson, K., 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment* 360: 196– 204.

Antrop, M. 2000. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Lanscape Ecology* 15: 257-270.

Arroyo, J. & Iturrondobeitia, J.C., 2004. Variación temporal y espacial de las comunidades oribatológicas (Acari, Oribatida) de Burgos (España). *Revista Ibérica de Aracnología* 9: 307-317.

Atmar, W. & Patterson, B.D., 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.

Aurambout, J.P., Endress, A.G., Deal, B.M., 2005. A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences on long-term persistence of animal populations. *Environmental Monitoring Assessment* 109: 199–225.

Ausden, M., 1996. Invertebrates in William J. Sutherland (Ed.) *Ecological Census Techniques*, Cambrigde University Press: pp. 162-164.

Avign, S.S. & Luff, M.L., 2010. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology* 5 (1): 209-215.

Azpeitia Hernández, J.M., 1994. Análisis faunístico y ecológico de la familia Silphidae (Coleoptera) en el ecosistema urbano de León. Memoria de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad de León. 238 pp.

Baars, M.A., 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densitiees of carabid beetles. *Oecologia* 41: 25-46.

Bajerlein, D., 2009. Coprophilous histerid beetle community (Coleoptera: Histeridae) of western Poland. *Polish Journal of Entomology* 78 (3): 201-207.

Bajerlein, D.; Matuszewski, S. & Konwerski, S., 2011. Insect succession on carrion: seasonality, habitat preference and residency of histerid beetles (Coleoptera: Histeridae) visiting pig carrion exposed in various Forests (WESTERN Poland). *Polish Journal of Ecology* 59 (4): 787–797.

Basedow, T. 1990. Effects of insecticides on Carabidae and the significance of these effects for agriculture and species number. In: Stork, E. (Ed.): *"The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies"*. Andover, pp. 115–125.

Baselga, A. & Novoa , F., Diversity of Chrysomelidae (Coleoptera) in Galicia, Northwest Spain: estimating the completeness of the regional inventory. *Biodiversity and Conservation* 15: 205–230.

Baz, A.; Cifrián, B. & Martín-Vega, D., 2014. Patterns of Diversity and Abundance of Carrion Insect Assemblages in the Natural Park "Hoces del Río Riaza" (Central Spain). *Journal of Insect Science*, 14 (162): 1-10.

Baz, A.; Botías, C.; Martín-Vega, D.; Cifrian, B. & Díaz-Aranda, L.M., 2015. Preliminary data on carrion insects in urban (indoor and outdoor) and periurban environments in central Spain. *Forensic Science International* 248: 41–47.

Belaoussoff, S., Kevan, P. G., Murphy, S. & Swanton, C. 2003. Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles Coleoptera: Carabidae) by using a range of ecological indices. *Biodiversity and Conservation* 12: 851-882.

Bierwagen, B. G. 2007. Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystems* 10: 29-42.

Blas, M., 1979. Contribución al conocimiento de los Catopidae (excepto la subfam. Bathysciinae) de la Península Ibérica (Coleoptera Staphylinoidea). Universidad de Barcelona. Tesis Doctoral [en línea]. 361 pp. [Consultada el 1 de septiembre de 2015]. Disponible en: <http://www.tdx.cat/handle/10803/835>.

Bohac, J., 1989. Fauna of staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of two Prague parks and its comparison with other biotopes. *Verhandlungen IX. SIEEC, Dresden*, pp. 130–133.

Bohac, J., 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 357-372.

Bohac, J.; Matějíček, J. & Rous, R., 2007. Check-list of staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of the Czech Republic and the division of species according to their ecological characteristics and sensitivity to human influence. *Časopis Slezského Musea v Opave (A)* 56: 227-276.

Botkin, D.B. & Beverigde, C.E., 1997. Cities as environment. *Urban ecosystems* 1: 3-19.

Burton, P.S.; Cunningham, S.A.; Lindenmayer, D.B. & Manning, A.D., 2013. The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia* 171: 761–772.

Buse, A.; Good, J.E.G., 1993. The effects of conifer forest design and management on abundance and diversity of rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae): implications for conservation. *Biological Conservation* 64 (1): 67–76.

Carignan V.; Villard M., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring Assessment* 78 : 45-61.

Carter, D.O.; Yellowlees, D. & Tibbett, M., 2007. Cadaver decomposition in terrestrial ecosystems. *Naturwissenschaften*, 94: 12-24.

Casale A., Grafitti G. & Latella L. (2009) The Cholevidae (Coleoptera) of Sardinia. *Zootaxa* 2318: 290-316.

Chang, C.R.; Li, M. H. & Cang, S.D., 2007. A preliminary study on the local cool-island intensity of Taipei city parks. *Landscape and Urban Planning* 80: 386–395.

Chandler D.S. & Peck, S.B., 1992. Diversity and seasonality of leiodid beetles (Coleoptera: Leiodidae) in an old- growth and a 40-year-old Forest in New Hampshire. *Environmental Entomology* 21: 1283–1293.

Clark, P.J.; Reed, J.M. & S. Chew, F.S., 2007. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosyst* 10: 321–337.

Clench, H.K., 1979. How to make regional lists of butterflies: some thoughts. *Journal of the Lepidopterists' Society. Cambridge, Mass.* 33: 216 - 231.

Clergeau, P., Jokimaki, J., Savard, J.P.L., 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of Applied Ecology* 38: 1122–1134.

Clergeau, P.; Croci, S.; Jokimäki, J.; Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M., 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336-344.

Coiffait, H., 1972. Coléoptères Staphylinidae de la región Paléarctique Occidentale I. Généralités Sous-familles: Xantholininae et Leptotyphlinae. Suppl. *Nouvelle Revue d´Entomologie II* (2): 651 pp. 6 Lám. Laboratoire Zoologie Université Paul Sabatier. Toulouse.

Coiffait, H, 1974. Coléoptères Staphylinidae de la región Paléarctique Occidentale II. Sous-famille Staphylininae Tribus Philonthini et Staphylinini. Suppl. *Nouvelle Revue d´Entomologie* IV (4): 593 pp. Laboratoire Zoologie Université Paul Sabatier. Toulouse.

Coiffait, H., 1978. Coléoptères Staphylinidae de la región Paléarctique Occidentale III. Sous-famille Staphylininae Tribu Quediini Sous famille Paederinae, Tribu

Pinophilini. Suppl. *Nouvelle Revue d´Entomologie* VIII (4), 364 pp. Laboratoire Zoologie Université Paul Sabatier. Toulouse.

Colwell, R.K. & Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 345: 101 - 118.

Colwell, R.K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. [Acceso abril 2014]. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.

Connor, E.F.; Hafernik, J.; Levy, J.; Moore, V.L. & Rickman J.K., 2002. Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: The San Francisco Bay Area. *Journal of Insect Conservation* 6: 247–259.

Davis, B.N.K., 1976. Wildlife, urbanisation and industry. *Biological Conservation* 10: 249-291.

De Cáceres, M. & Jansen, F., 2015. Paquete "Indicspecies" para R versión 1.7.5 [en línea][Acceso febrero 2015]. Disponible en: https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/indicspecies.pdf.

De Mas, E., 2007. Evaluación y Predicción de la Biodiversidad. Un modelo con Araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. Memoria de Tésis Doctoral, Universidad de Barcelona. 312 pp.

Deichsel, R., 2006. Species change in an urban setting—ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems* 9: 161–178.

Dekeirsschieter, J.; Verheggen, F.J.; Haubruge, E. & Brostaux, Y., 2011. Carrion beetles visiting pig carcasses during early spring in urban, forest and agricultural biotypes of Western Europe. *Journal of Insect Science* 11: 73 available online: insectscience.org/11.73.

Dennis P., Wratten S.D. 1991. Field manipulation of population of individual staphylinid species in cereals and their impact on aphid populations. *Ecological Entomolology* 16: 17-24.

Denys, C. & Schmidt, H., 1998. Insect communities on experimental mugwort (*Artemisia vulgaris* L.) plots along an urban gradient. *Oecologia* 113: 269-277.

Ditchkoff, S.S.; Saalfeld, S.T. & Gibson, C.J., 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems* 9: 5–12.

Doxiadis, C.A., 1968. Ekistics, an introduction to the Science of Human Settlements. Hutchinson: 527 pp. Londres.

Doxiadis, C.A., 1970. Ekistics, the Science of Human Settletments. *Science* 170: 393-404.

Dufrêne, M. and P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 : 345-366.

Dunn, R.R. & Danoff-Burg, J.A., 2007. Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *Journal of Insect Conservation* 11: 325–332.

Duvigneaud, P. 1975. L'écosystème Bruxelles. In: Duvigneaud, P. et Denaeyer-de Smet, S. (Eds.): *"L'écosystème urbain. Application à l'agglomération bruxeloise"*. Pág. 45-57. Bruxelles.

Effland, W.R. & Pouyat, R.V., 1997. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosystems* 1: 217–228.

Elek, Z., Lövei, G.L., 2005. Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entomologiske Meddelelser* 73, 115–121.

Elek, Z. & Lövei, G. L., 2007. Patterns in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Acta Oecologica* 32: 104–111.

Español, F. & Mateu, J., 1942. Revisión de los *Steropus* ibéricos. *Anais Facultade de Ciências do Porto* 27: 1-15.

"Estadísticas de población para Gijón" Instituto Nacional de Estadística [en línea]. [Consultado el 24 de abril de 2014]. Disponible en: <http://www.ine.es/jaxi /menu.do?type=pcaxis&path=/t20/e245/&file=inebase>.

Eyre, M.D.; Lott, D.A. & Garside, A., 1996. Assessing the potencial for enviromental monitoring using ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) with riverside and Scottish data. *Annales Zooligici Fennici* 33: 157-64.

Fabre J., 1920. Maravillas del instinto en los insectos . Ed. Calpe Madrid. 303 pp.

Faeth, S. H.; Warren, P. S.; Shochat, E. & Marussich, W. A., 2005. Trophic dynamics in urban communities. *BioScience* 55(5): 399-407.

Faria de e Silva, I.; Salgado Costas, J.M. & Serrano, A.R.M., 2013. New data on the Cholevidae (Coleoptera) from Portugal. *Graellsia* 69 (1): 45-56.

Fattorini, S., 2011. Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation* 144: 370–375.

Fernández, V.; Gamarra, P.; Outerelo, R.; Cifrián, B. & Baz, A., 2010. Distribución de estafilíninos necrófilos (Coleoptera, Staphylinidae, Staphylininae) a lo largo de un gradiente altitudinal en la Sierra de Guadarrama, España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Seccción Biología)* 104: 61-86.

Ferrari, M.; Pozzolo, O. & Ferrari, H., 2008. COBCAL versión 2.0.0.61.

Ferreira, L. B. & Tidon, R., 2005. Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. *Biodiversity and Conservation* 14 (8): 1809-1821.

Fournet, S.; Stapel, J.O.; Kacem, N.; Nenon, J.P. & Brunel, E., 2000. Life history comparison between two competitive Aleochara species in the cabbage root fly, Delia radicum: implications for their use in biological control. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 96: 205–211.

Frank, J.H. & Stansly, P.A., 2004. Eumicrota and Fanerota (Coleoptera: Staphylinidae: Aleocharinae) attacking cultivated mushrooms in Florida. *Florida Entomologist* 87(2): 237-240.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2005. Catálogo Iberobalear de los Aleocharinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 37: 1-81. [actualización on-line: http://darwin.bio. ucm.es/usuarios/bba]

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2007. Catálogo Iberobalear de los Paederinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 40: 1-37. [actualización on-line: http://darwin.bio.ucm.es/usuarios/bba]

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2008a. Catálogo Iberobalear de los Staphylininae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 42: 197-251.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2008b. Catálogo Iberobalear de los Omaliinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 43: 211-231.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2008c. Catálogo Iberobalear de los Oxytelinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 43: 233-254.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009a. Catálogo Iberobalear de los Leptotyphlinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 44: 161-175.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009b. Catálogo Iberobalear de los Osoriinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 44: 177-181.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009c. Catálogo Iberobalear de los Tachyporinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 44: 183-200.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009d. Catálogo Iberobalear de los Steninae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 45: 181-200.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009e. Catálogo Iberobalear de los Habrocerinae, Phloeocharinae y Trichophyinae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 45: 213-217.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009f. Catálogo Iberobalear de los Euaesthetinae y Pseudopsinae, (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 45: 201-205.

Gamarra, P. & Outerelo, R., 2009g. Catálogo Iberobalear de los Micropeplinae y Proteininae (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 45: 207-211.

García-Tejero, S.; Taboada, A.; Tárrega, R. & Salgado, J.M., 2013. Land use changes and ground dwelling beetle conservation in extensive grazing dehesa systems of north-west Spain. *Biological Conservation* 161: 58–66.

Gaublomme, E.; Hendrickx, F.; Dhuyvettera, H. & Desender, K., 2008. The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological Conservation* 141: 2585–2596.

Ghandhi, K.J.K.; Spence, J.R.; Langorb, D.W. & Morgantinie, L.E., 2001. Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Biological Conservation* 102: 131–141.

Gibb, H. & Hochuli, D. F., 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: Large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91–100.

Gibbs, J. P. & Stanton, E.J., 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change : carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications* 11: 79-85.

Grandchamp, A.C.; Niemelä, J & Kotze, J., 2000. The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems* 4: 321–332.

Grassberger, M. & Frank, C., 2004. Initial study of arthropod succession on pig carrion in a central European urban habitat. *Journal of Medical Entomology* 41: 511-523.

Gray, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society of London* 37: 19–32.

Greenslade, P.J.M., 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleptera). *Journal of Animal Ecology* 33: 301-310.

Greenslade, P. & Greenslade, P.J.M., 1971. The use of baits and preservatives in pitfall traps. *Journal of the Australian Entomology Society. Brisbane* 10: 253-60.

Guimarães, P.R., Guimarães, P., 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software* 21: 1512-1513.

Guseva, O.G. & Koval, A.G., 2013. Estimation of the Role of Predatory Epigeic Beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in Regulation of Pest Population Density in Agroecosystems. *Entomological Review* 93 (8): 954–961.

Gutiérrez, D.; Menéndez, R. & Méndez, M., 2004. Habitat-based conservation priorities for carabid beetles within the Picos de Europa National Park, northern Spain. *Biological Conservation* 115: 379–393.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4

(1): 9 pp. Versión 3.06 [Acceso en marzo de 2015]. Disponibe en: <http: www.folk.uio.no/ohammer/past>.

Hanski, I. & Hammond, P., 1986. Assemblages of carrion and dung Staphylinidae in tropical rain forest in Sarawak, Borneo. *Annales Zooligici Fennici* 52: 1-19.

Holway, D.A. & Suarez, A.V., 2006. Homogenization of ant communities in mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation* 127: 319–326.

Honek, A., Martinkova, Z., Jarosik, V., 2003. Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *Europan Journal of Entomology* 100: 531–544.

Hunter, M.C.R., Hunter, M.D., 2008. Designing for conservation of insects in the built environment. *Insect Conservation and Diversity* 1, 189–196.

Hutcheson, K., 1970. A test for comparing diversities based of the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29: 151-154.

Ishitani, M.; Kotze, D.J. & Niemelä, J., 2003. Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography* 26: 481-489.

Jeannel, R., 1941. Coléopteres Carabiques (1er partie). *Faune de France* 39: 1-571. Lechevalier. París.

Jeannel, R., 1942. Coléoptères Carabiques (2éme partie). *Faune de France* 40: 572-1173. Lechevalier, Paris.

Jimenez-Valverde, A. & Hortal, J., 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151 - 161.

Kaltsas, D.; Panayiotou, E.; Chatzaki, M. & Mylonas, M., 2014. Ground spider assemblages (Araneae: Gnaphosidae) along an urban-rural gradient in the city of Heraklion, Greece. *European Journal of Entomology* 111 (1): 59-67.

Kaufmann, R. K.; Seto, K. C.; Schneider, A.; Liu, Z.; Zhou, L. & Wang, W., 2007: Climate Response to Rapid Urban Growth: Evidence of a Human-Induced Precipitation Deficit. *Journal of Climate* 20: 2299–2306.

Kocarek, P., 2002. Small carrion beetles (Coleoptera: Leiodidae: Cholevinae) in Central European lowland ecosystem: seasonality and habitat preference. *Acta Societatis Zoolgicae Bohemoslovenicae* 66: 37–45.

Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72, 367–382.

Koller, W.W.; Gomes, A.; Rodrigues, S.R. & Mendes, J., 2002. Staphylinidae (Coleoptera) Associated to Cattle Dung in Campo Grande, MS, Brazil. *Neotropical Entomology* 31 (4): 641-645.

Kostova, R. & Shishiniova, M., 2004. Food preferences of *Pseudoophonus rufipes* DeGeeer and *Pseudoophonus griseus* Panzer (Coleoptera:Carabidae) for seeds of weed and cultivated plants. *Annuaire de l'Université de Sofia " St. Kliment Ohridski"* 96 (4): 137-142.

Kotze, D.J.; Assmann, T. ; Ordijk, J.N.; Turin, H.; Vermeulen, R. (Eds.), 2011. Carabid beetles as bioindicators: Biogeographical, ecological and Environmental Studies. Proceedings of the XIV European Carabidologists Meeting, Westerwork, 14-18 September 2009. *Zookeys (Special Issue)* 100: 1-574.

Kühn, I. & Klotz, S., 2006. Urbanization and homogenization. Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127: 292–300.

Lock, K., Desender, K. & Janssen, C. R. 2001. Effects of metal contamination on the activity and diversity of carabid beetles in an ancient Pb-Zn mining area at Plombières (Belgium). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 99: 355–360.

Lövei, G. & Sunderland, K., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41: 231-56.

Magura, T.; Tothmeresz, B. & Molnar, T., 2004. Changes in carabid assemblages along an urbanisation gradient. *Landscape Ecology* 19: 747–759.

Magurran, A.E. (1988). Diversidad ecológica y su medición. Princeton, NJ: Princeton University Press. 200 pp.

Magurran, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. 256 pp.

Majer, J.D. & Brown, K.R., 1986. The effects of urbanization on the ant fauna of the Swan Coastal Plain near Perth, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 69 (1): 13-17.

Márquez, J., 2003. Ecological patterns in necrophilous Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) from Tlayacapan, Morelos, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.) 89: 69-83.

Martín-Vega, D.; Cifrián, B.; Díaz-Aranda, L.M. & Baz, A., 2015. Necrophilous Histerid Beetle Communities (Coleoptera: Histeridae) in Central Spain: Species Composition and Habitat Preferences. *Environmental Entomology* 44 (4): 966-974.

Marzluff, J.M., 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8: 157–177.

McDonell, M.J. & Pickett, S.T.A., 1990. Ecosystem structure and funtion along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71 (4): 1232-1237.

McDonell, M.J.; Pickett, S.T.A.; Groffman, P.; Bohlen, P.; Pouyat, R.V.; Zipperer, W.C.; Parmelee, R.W.; Carreiro, M.M. & Medley, K., 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1: 21-36.

McDonnell M.J., Hahs A.K., 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23: 1143–1155.

McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Revue* 73: 181-201.

McIntyre, N. E., 2000. Ecology of urban arthropods: A review and a call for action. *Anals of the Entomological Society of America* 93 (4): 825-835.

McIntyre, N. E.; Rangob, J.; Fagan, W. F. & .Faeth, S. H., 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.

McKinney, M. L., 2002. Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience* 52 (10): 883-890.

McKinney, M.L., 2006a. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.

McKinney M.L., 2006b. Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biological Invasions* 8: 415–425.

McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystem* 11: 161–176.

Menalled, F.D.; Smith, R.G.; Dauer, J.T. & Fox, T.B., 2007. Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 49–54.

Mercado Cardenas, A. & Buddle, C.M., 2009. Introduced and native ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) along a successional gradient in an urban landscape. *Journal of Insect Conservation* 13: 151-163.

Ministerio de Fomento, ed. [en línea], 2012. "Áreas urbanas +50". Información estadística de las grandes áreas urbanas españolas. D.G de Arquitectura, Vivienda y Suelo. S.G.T., Centro de publicaciones, Ministero de Fomento. [Consultado el 24 de julio de 2015]. Disponible en: <http://www.fomento.gob.es/MFOM.CP.Web/handlers/pdfhandler.ashx?idpub=BAW013>.

Mommertz, S., Schauer, C., Kösters, N., Land, A. & Filser, J., 1996. A comparison of the D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agro-ecosystems. *Annales Zoologici Fennica* 33: 117–24.

Moreno, C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T. Manuales y Tesis SEA*. Zaragoza 1: 84 pp.

Mumford, L. 1961. The city in history. Hartcourt, New York, Brace and World. 657 pp.

Navarrete-Heredia, J.L.; Newton, A.F.; Thayer, M.K.; Ashe, J.S. & Chandler D.S., 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. Ilustrated guide to the genera of Staphylinidae (Coleoptera) of Mexico. Universidad de Guadalajara y CONABIO, México. 402 pp.

Navarrete-Heredia, J.L. & Gómez Flores, V.H., 2005. Aspectos etnoentomológicos acerca de *Paederus* sp. (Coleoptera: Staphylinidae) en Mascota, Jalisco, México. *Dugesiana* 12 (1): 9-18.

Negrè, J., 1969. Los grandes *Calathus* de la Península Ibérica. *Miscelanea Zoologica* 2 (4): 7-32.

Nenadic, O. & Greenacre, M., 2007. Correspondence analysis in R, with two- and three-dimensional graphics: the CA package. *Journal of Statistical Software* 20: 1–13.

Newton, A.F.; Gutierrez Chacón, C. & Chandler, D.S., 2005. Checklist of the Staphylinidae (Coleoptera) of Colombia. *Biota Colombiana* 6 (1): 1-72.

Niemelä, J.; Halme, E.; Pajunen, T. & Haila, Y., 1986. Sampling spiders and carabid beetles with pitfall traps: the effect of increased sampling effort. *Annales Entomologici Fenn*ica 52: 109-111.

Niemelä, J., 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119-131.

Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., Spence, J., 2000. The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conserv*ation 4: 3–9.

Niemelä, J., 2001 Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: A review. *European Journal of Entomol*ogy 98: 127-132.

Niemelä, J.; Kotze, D.J.; Venn, S.; Penev, L.; Stoyanov, I.; Spence, J.; Hartley, D. & Montes de Oca, E., 2002. Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology* 17: 387–401.

Niemelä, J. & Kotze, D.J., 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban planning* 92: 65-71.

Nunes, L.; Silva, I.; Pité, M.; Rego, F.; Leather, S. & Serrano, A., 2006. Carabid (Coleoptera) community changes following prescribed burning and the potential use of carabids as indicators species to evaluate the effects of fire management in mediterranean regions. *Silva Lusitana* 14 (1): 85-100.

Odum, E.P. & Barret, G.W., 2006. Fundamentos de ecología, 5ª Ed. Thomson Editores S.A., Mexico, pp: 258-263.

Oke, T.R., 1995. The heat island of the urban boundary layer: characteristics, causes and effects. In: Cermak, J.E. (Ed.), "*Wind Climate in Cites*". Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 81–107.

Ortuño, V.M. & Toribio, M., 1996. Los coleópteros carábidos. Morfología, biología y sistemática. Fauna de la Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ed.): 271 pp.

Ortuño, V.M. & Marcos, J.M., 2003. Los Caraboidea (Insecta: Coleoptera) de la Comunidad Autónoma del País Vasco (1). Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 573 pp.

Outerelo, R. & Gamarra, P., 1985. Las familias y géneros de los estafilínidos de la Península Ibérica. Claves para la identificación de la fauna española, Editorial de la Universidad Complutense, Madrid. 139 pp.

Pacheco, R & Vasconcelos, H.L., 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning* 81: 193–199.

Parris, K.M., & Hazell, D.L., 2005. Biotic effects of climate change in urban environments: The case of the grey-headed flying-fox (*Pteropus poliocephalus*) in Melbourne, Australia. *Biological Conservation* 124: 267–276.

Patzak A.J., 2011. Successional patterns of necrophilous beetles on domestic pig carcasses in urban and sylvan areas during spring and summer. A comparative study between four study sites in and around Vienna. Tésis de magister en Ciencias Naturales. Universidad de Viena. 122 pp.

Pauchard, A.; Aguayo, M.; Pena, E. & Urrutia, R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepcion, Chile). *Biological Conservation* 127: 272–281.

Peck, S.B. & Anderson, R.S., 1985. Taxonomy, phylogeny and biogeography of the carrion beetles of Latin America (Coleoptera: Silphidae). *Quaestiones Entomologique* 21: 247-317.

Peck S.P., 2001. Review of the carrion beetles of Australia and New Guinea (Coleoptera: Silphidae). *Australian Journal of Entomology* 40: 93-101.

Peláez, M.C. & Salgado, J.M., 2002. Los Bembidiini de la Cordillera del Sueve (Asturias) (Coleoptera: Carabidae: Bembidiini). *Boletín de la Asociaón española Entomología* 26 (1-2): 125-144.

Peláez, M.C. & Salgado, J.M., 2006a. Los Carabidae (Coleoptera) del Macizo del Sueve (Asturias, España): Estudio faunístico y biogeográfico. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 38: 121-139.

Peláez, M.C. & Salgado, J.M., 2006b. Los Carabidae (Coleoptera) del Macizo del Sueve (Asturias): análisis ecológico y biogeográfico en relación con la vegetación. *Boletín de la Asociación española Entomología* 30 (3-4): 131-183.

Peláez M.C. & Salgado J.M., 2007. Ecología de algunas especies de Carabidae (Coleoptera) del macizo del Sueve (Asturias, España): estudios fenológico y de fluctuación anual. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 40: 333-350.

Prieto-Piloña, F. & Pérez-Valcarcel, J., 2002. Catálogo de los Silphidae y Agyrtidae (Coleoptera) de la Península Ibérica e Islas Baleares. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)* 30: 1-32.

Pukowski, E., 1933. Ökologische untersuchungen an *Necrophorus* F.. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 27: 518–86.

R Development Core Team, 2005. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

Rainio, J. & Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487–506.

Ranta, R.; Kesulahti, J.; Tanskanen, A.; Viljanen, V. & Virtanen, T., 2015. Roadside and riverside green–urban corridors in the city of Vantaa, Finland. *Urban Ecosystems* 82: 341-354.

Ratcliffe B.C., 1996. The carrion beetles (Coleoptera: Silphidae) of Nebraska. *Bulletin 13. Lincoln, NE, USA: University of Nebraska State Museum.* 100 pp.

Rickman, J.K. & Connor, E.F., 2003. The effect of urbanization on the quality of remnant habitats for leaf-mining lepidoptera on *Quercus agrifolia. Ecography* 26: 777–787.

Rosenfeld, D., 2000. Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution. *Science* 287: 1793–1796.

Rubio, J. M. 1995. "Ambiente urbano y fauna beneficiada por el mismo". *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, Servicio de Publicaciones. Universidad Complutense. Madrid 15: 619-624.

Ruzicka, J. 1994. Seasonal activity and habitat associations of Silphidae and Leiodidae: Cholevinae (Coleoptera) in central Bohemia. *Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovenicae* 58: 67–78.

Ruzicka, J. & Schneider, J., 2004. Family Silphidae Latreille, 1807. In: Löbl I, Smetana A (eds). "*Catalogue of Palaearctic Coleoptera, vol. 2: Hydrophiloidea-Histeroidea-Staphylinoidea*". Apollo Books, Steensrup, pp 229–237.

Sadler, J.P.; Small, E.C.; Fiszpan, H.; Telfer, M.G. & Niemelä, J., 2006. Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabids assemblages. *Journal of Biogeography* 33: 1126–1138.

Salgado, J. M. & Fernández, M., 1998. Estudio de los Leiodidae: Cholevinae (Coleoptera) en las cuencas de los ríos Bernesga, Torío y Porma (León, España). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 22 (1-2): 81-97.

Salgado, J.M.; Blas, M. & Fresneda, J., 2008. Coleoptera, Cholevidae. *Fauna Iberica*, vol. 31. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 799 pp.

Sandfor, M.P.; Manley, P.N. & Murphy, D.D., 2009. Effects of urban development on ant communities: Implications for ecosystem services and management. Conservation Biology 23 (1): 131-141.

Santamaría Polo, T., 1990. Análisis ecológico de las familias Catopidae e Histeridae (Col.) en el ecosistema urbano de León. Memoria de Doctorado, Universidad de león, octubre de 1990. 486 pp.

Santos, T. & Tellería, J.L., 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies [en línea]. *Ecosistemas*. [Consultado el 10 de julio de 2015]. Disponible en:<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id =423>.

Santos, dos Fernandes, F.; da Silva Alves, S.; Freitas Santos, H. & Costa Rodrigues, W., 2011. [En línea]. Staphylinidae e Silphidae (Coleoptera) como Potenciais Famílias Bioindicadoras de Qualidade Ambiental. Revista Eletrônica TEC-CEN, Vassouras, 4 (3): 17-32. [Consultado el 18 de mayo de 2015]. Disponible en: <http://www.uss.br/pages/revistas/revistateccen/V4N32011/pdf/002 _staphylinidae_silphidae_bioindicadores_corrigido.pdf>.

Sapia, M.; Lövei, G. L. & Elek, Z. 2006: Effects of varying sampling effort on the observed diversity of carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in the Danglobe Project, Denmark. *Entomologia Fennica* 17: 345–350.

Sattler, T.; Obrist, M. K.; Duelli, P. & Moretti, M., 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity?. *Landscape and Urban Planning* 103: 347– 361.

Säumel, I. & Kowarik, I., 2010. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning* 94 (3-4): 244-249.

Savard, J.P.L., Clergeau, P., Mennechez, G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131–142.

Scott, M.P., 1998. The ecology and behavior of burying betteles. *Annual Review of Entomology* 43: 595–618.

Semenova, O.V., 2008. Ecology of Ground Beetles in an Industrial City. *Russian Journal of Ecology* 39 (6): 444–450.

Serrano, J. 2013a. New catalogue of the family Carabidae of the Iberian Peninsula. Universidad de Murcia. Servicio de Publi- caciones. Murcia. 192 pp.

Serrano, J. 2013b. Proyecto Web. Carabidae. Universidad de Murcia. Tabla actualizada general de especies, categorías, regiones, Península Ibérica [en línea]. Última actualización septiembre 2015. [Consultado el 30 de septiembre de 2015]. Disponible en: <webs.um.es/jserrano/miwiki/doku.php?id=carabidae>.

Seto, K.C.; Fragkias, M.; Güneralp, B. & Reilly, M.K., 2011. [En línea]. A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE* 6 (8): e23777. doi:10.1371 /journal.pone.0023777.

Seto, K.C.; Güneralp, B. & Hutyra, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Procedings of the National Academy of Sciences. USA* 109: 16083–16088.

Scharenbroch, B. C.; Lloyd, J. E. & Johnson-Maynard, J.L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical and biological properties. *Pedobiologia* 49: 283-296.

Schwartz, M. W.; Thorne, J. H. & Viers, J.H., 2005. Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation* 127: 282–291.

Shepherd, J.M.; Pierce, H. & Negri, A.J., 2002. Rainfall modification by major urban areas: Observations from spaceborne rain radar on the TRMM satellite. *Journal of Applied Meteorology* 41: 689–701.

Schilthuizen, M.; Scholte, C.; van Wijk, R.E.; Dommershuijzen, J.; van der Horst, D.; Zu Schlochtern, M.M.; Lievers, R. & Groenenberg, D.S., 2011. Using DNA-barcoding to make the necrobiont beetle family Cholevidae accessible for forensic entomology. *Forensic Science International* 210 (1-3): 91-95.

Sikes D.S., 2008. Carrion beetles (Coleoptera: Silphidae). In: Capinera J.L. (ed.) *"Encyclopedia of entomology"*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 749-757.

Somoano, A.; Merino-Sáinz, I. & Anadón, A., 2014. Los Carabinae (Coleoptera: Carabidae) de Oviedo (Asturias, España): Biodiversidad, Fenología y Modificaciones morfológicas. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)* 54: 179–192.

Sorensen, M.; Barzetti, V.; Keipi K. & Williams, J. 1998. Manejo de las áreas verdes urbanas. Documento de buenas prácticas. [en línea] Washington D.C. 81 p. [En línea]. Disponible en : http://disciplinas.stoa.usp.br/pluginfile.php/80827/mod_resource/content/1/Manejo%20de%20las%20areas%20verdes%20urbanas_BM_1997.pdf.

Southwood, T.R.E. 1994. Ecological methods: with particular reference to the study of insect populations. Chapman & Hall, London. 524 pp.

Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A., 2000. Ecological Methods. *Blackwell science Ltd.*, Oxford: 276-279.

Spence, J.R. & Niemelä , J., 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Canadian Entomologist* 126: 881–94.

Strona, G.; Galli, P.; Seveso, D.; Montano, S. & Fattorini, S., 2014. Nestedness for Dummies (NeD): A User-Friendly Web Interface for Exploratory Nestedness Analysis. *Journal of Statistical Software* 59: 1-9.

Sukkop, H. 1972. Wandel von Flora uns Vegetation in Mitteleuropa unter der Einfluss des Menschen. *Berichte Uber Landwirtschaft* 50: 112-139.

Sukkop, H & Werner, P., 1991. Naturaleza en las ciudades. En: Naturaleza en las ciudades, Monografías de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente, Ministerio de Obras Públicas y Transportes. 133 pp.

Šustek Z. 1987. Changes in body size structure of carabid communities (Coleoptera, Carabidae) along an urbanisation gradient. *Biológia (Bratislava)* 42: 145–156.

Šustek, Z., 1989. Properties of Carabid and Staphylinid communities in central european and mediterranean cities. *Verhandlungen IX. SIEEC Gotha 1986 (Dresden 1989)*: 113-122.

Suzuki, S., 2000. Carrion burial by Nicrophorus vespilloides (Coleoptera: Silphidae) prevents fly infestation. *Entomological Science* 3 (2): 269-272.

Taboada A.; Kotze, D.J. & Salgado, J.M., 2004. Carabid beetle occurrence at the edges of oak and beech forests in NW Spain. *European Journal of Entomology* 101:555–563.

Taboada, A.D.; Kotze, R.; Taŕrega, R. & Salgado, J.M., 2006. Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape?. *Forest Ecology and Management* 237: 436-449.

Taboada, A.; Kotze, J.; Salgado, J.M. & Tárrega, R., 2011. The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. *Journal of Insect Conserv*ation 15: 573–590.

Tigas, L. A., Van Vuren, D. H. and Sauvajot, R. M., 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299–306.

Tizado, E.J.; Salgado, J.M. & Núñez-Pérez, E., 1995. Ecological correlates of the distribution of species of the family Cholevidae (Coleoptera) in the Cantabrian Mountains of northwest Spain. *Acta Oecologica* 16 (3): 351-360.

Tizado, E. J. & Salgado, J. M., 2000. Local-scale distribution of cholevid beetles in the province of León (Spain). *Acta Oecologica* 21 (1): 29-35.

Topping, C.J. & Sunderland, K.D., 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 29: 485 - 491.

Tratalos, J.; Fuller, R. A.; Warren, P. H.; Davies, R.G. & Gaston K.J., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83: 308–317.

Traugott, M., 2002. Histerid beetles coenosis (Coleoptera: Histeridae) of an organic potato field: Seasonal dynamics, age structure, life cycles and spatial distribution. *Biological Agriculture and Horticulture* 19: 365-376.

Trepl, L., 1995. Towards a theory of urban biocoenoses. In: Sukopp H; Numata M & Huber A. (eds). *Urban Ecology as the Basis For Urban Planning*, pp 3-21. SPB Academic Publishing, The Hague.

Trusilova, K.; Jung, M.; Churkina, G.; Karstens, U.; Heimann, M.; & Claussen, M. 2008: Urbanization Impacts on the Climate in Europe: Numerical Experiments by the PSU–NCAR Mesoscale Model (MM5). *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47: 1442–1455.

Trusilova, K.; Jung, M. & Churkina, G., 2009: On Climate Impacts of a Potential Expansion of Urban Land in Europe. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48: 1971–1980.

Ulrich, W. 2006. Nestedness – a FORTRAN program for calculating ecological matrix temperatures. www.uni.torun.pl/~ulrichw.

Ulrich, W.; Zalewski, M. & Komosinski, K., 2007. Diversity of carrion visiting beetles at rural and urban sites. *Community Ecology* 8 (2): 171-181.

Ulrich, W. & Gotelli, N.J. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology* 88: 1824–1831.

Ulrich, W.; Komosinski, A.K. & Zalewski, A.M., 2008. Body size and biomass distributions of carrion visiting beetles: do cities host smaller species?. *Ecological Research* 23: 241–248.

Ulrich, W., Almeida-Neto, M., Gotelli, N.G. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3-17.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA /SER.A/352).

Varet, M.; Burel, F. & Pétillon, J., 2014. Can urban consolidation limit local biodiversity erosion?. Responses from carabid beetle and spider assemblages in Western France. *Urban ecosystems* 17 (1): 123-137.

Venn, S.J., Kotze, D.J., Niemela, J., 2003. Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. *European Journal of Entomol*ogy 100: 73–80.

Vergnes, A.; Le Viol, I. & Clergeau, P., 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation* 145: 171–178.

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.

Weller, B. & Ganzhorn, J.U., 2004. Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5:193–201.

White, G.C., Bennetts, R.E., 1996. Analysis of frequency count data using the negative binomial distribution. *Ecology* 77, 2549–2557.

Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213 - 251.

Wilcox, B.A. & Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: The effect of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879–887.

Wolf, J.M. & Gibbs, J.P., 2004. Silphids in urban forests: Diversity and function. *Urban Ecosystems* 7: 371–384.

Worldwide Bioclimatic Classification System [en línea], 1996-2015, S.Rivas-Martinez & S.Rivas-Saenz, Phytosociological Research Center, Spain. [consultado el 24 de julio de 2015]. Disponible en: http://www.globalbioclimatics.org.

Work, T.T.; Buddle, C.M.; Korinus, L.M. & Spence, J.R., 2002. Pitfall Trap Size and Capture of Three Taxa of Litter-Dwelling Arthropods: Implications for Biodiversity Studies. *Environmental Entomology* 31 (3): 438-448.

Yélamos, T. 2002. Coleoptera, Histeridae. En: *Fauna Ibérica*, vol 17. Ramos, M.A. et al. (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 411 pp.

Young, C.H. & Jarvis, P.J., 2001. Assessing the structural heterogeneity of urban areas: an example from the Black Country (UK). *Urban Ecosystems* 5: 49–69.

Zapparoli, M., 1997. Urban development and insect biodiversity of the Rome area Italy. *Landscape and Urban Planning* 38, 77–86.

Zelazna, E. & Blazejewicz-Zawadzinska, M., 2005. Species Diversity of Carabids (Coleoptera, Carabidae) in Different Types of Bydgoszcz Urban Green Belts and Suburban Environments. *Folia Biologica (Kraków)* 53, Supplement: 179-186.

Zoia, S. 1990: Raccolte entomologiche sul Monte Armetta (Italia: Liguria occidentale) per mezzo di trappole a caduta: Catopidae e Silphidae. *Bolletino della Società Entomologica Italiana* 121: 181–195.

Anexos

Anexo 1

Lista faunística de los taxones identificados en este estudio de acuerdo a la bibliografía mencionada en la memoria (ver 4.2.2). El número entre paréntesis al final de cada género indica el número de taxones diferentes.

Familia CARABIDAE Latreille, 1802

Subfamilia CARABINAE Latreille, 1802

Tribu Carabini Latreille, 1802

Subtribu Carabina Latreille, 1802

Género *Carabus* Linnaeus, 1758 (5)

- *Carabus (Chrysocarabus) basilicus* Chevrolat, 1836
- *Carabus (Megodontus) violaceus* Linnaeus, 1758
- *Carabus (Mesocarabus) macrocephalus* Dejean, 1826
- *Carabus (Rhabdotocarabus) melancholicus* Fabricius, 1798
- *Carabus (Tachypus) cancellatus* Illiger, 1798

Subfamilia NEBRIINAE Laporte de Castelnau, 1834

Tribu Nebriini Laporte de Castelnau, 1834

Género *Leistus* Frölich, 1799 (3)

- *Leistus (Leistus) barnevillei* Chaudoir, 1867
- *Leistus (Leistus) fulvibarbis* Dejean, 1826
- *Leistus (Leistus) nitidus* (Duftschmid, 1812)

Género *Nebria* Latreille, 1802

- *Nebria (Nebria) brevicollis* (Fabricius, 1792)
- *Nebria (Nebria) salina* Fairmaire y Laboulbène, 1856

Tribu Notiophilini Motschulsky, 1850

Género *Notiophilus* Dúmeril, 1806 (1)

- *Notiophilus biguttatus* (Fabricius, 1779)

Subfamilia SCARITINAE Bonelli, 1810

Tribu Clivinini Rafinesque, 1815

Género *Clivina* Latreille, 1802 (1)

- *Clivina (Clivina) fossor* (Linnaeus, 1758)

Subfamilia TRECHINAE Bonelli, 1813

Tribu Trechini Bonelli, 1813

Subtribu Trechina Bonelli, 1813

Género *Trechus* Clairville, 1806 (4)

- *Trechus (Trechus) barnevillei* Pandellé, 1867
- *Trechus (Trechus) fulvus* Dejean, 1831
- *Trechus (Trechus) obtusus* Erichson, 1837
- *Trechus (Trechus) quadristriatus* (Schrank, 1781)

Tribu Tachyini Motschulsky, 1862

Género *Paratachys* Casey, 1918 (1)

- *Paratachys bistriatus* (Duftschmid, 1812)

Género *Porotachys* Netolitzky, 1914 (1)

- *Porotachys bisulcatus* (Nicolaï, 1822)

Tribu Bembidiini Stephens, 1827

Género *Asaphidion* Gozis, 1886 (1)

- *Asaphidion curtum* (Heyden, 1870)

Género *Bembidion* Latreille, 1802 (6)

- *Bembidion (Metallina) lampros* (Herbst, 1784)
- *Bembidion (Metallina) properans* (Stephens, 1828)
- *Bembidion (Neja) ambiguum* Dejean, 1831
- *Bembidion (Omoperyphus) strictum* (Schuler, 1962)
- *Bembidion (Peryphus) tetracolum* Say, 1823
- *Bembidion (Philochthus) escherichi* Netolitzky, 1914

Género *Ocys* Stephens, 1828 (1)

- *Ocys (Ocys) harpaloides* (Audinet-Serville, 1821)

Género Sinechostictus Motschulsky, 1864 (1)

- *Sinechostictus (Sinechostictus) elongatus* (Dejean, 1831)

Subfamilia PTEROSTICHINAE Bonelli, 1810

Tribu Pterostichini Bonelli, 1810

Subtribu Pterostichina Bonelli, 1810

Género *Poecilus* Bonelli, 1810 (1)

- *Poecilus (Poecilus) cupreus* (Linnaeus, 1758)

Género *Steropus* Dejean, 1821 (1)

- *Steropus (Steropidius) gallega* (Fairmaire, 1859)

Tribu Zabrini Bonelli, 1810

Género *Amara* Bonelli, 1810 (7)

- *Amara (Amara) aenea* (DeGeer, 1774)
- *Amara (Amara) anthobia* A. y J. B. Villa, 1833
- *Amara (Amara) eurynota* (Panzer, 1797)
- Amara (Amara) lucida (Duftschmid, 1812)
- *Amara (Amara) nitida* Sturm, 1825
- *Amara (Bradytus) apricaria* (Paykull, 1790)
- *Amara (Bradytus) consularis* (Duftschmid, 1812)

Subfamilia PLATYNINAE Bonelli, 1810

Tribu Platynini Bonelli, 1810

Género *Anchomenus* Bonelli, 1810 (1)

- *Anchomenus (Anchomenus) dorsalis* (Pontoppidan, 1763)

Género *Olisthopus* Dejean, 1828 (1)

- *Olisthopus fuscatus* Dejean, 1828

Genero *Paranchus* Lindroth, 1974 (1)

- *Paranchus albipes* (Fabricius, 1792)

Tribu Sphodrini Clairville, 1806

Subtribu Atranopsina Baehr, 1982

Género *Calathus* Bonelli, 1810 (7)

- *Calathus (Bedelinus) circumseptus* Germar, 1824
- *Calathus (Calathus) fuscipes* (Goeze, 1777)
- *Calathus (Iberocalathus) rotundatus* Jacquelin du Val, 1857
- *Calathus (Neocalathus) melanocephalus* (Linnaeus, 1758)
- *Calathus (Neocalathus) mollis* (Marsham, 1802)
- Calathus (subg. incierto) *ambiguus* chevrolati Gautier des Cottes, 1866
- *Calathus* (subg. incierto) *granatensis* Vuillefroy, 1866

Subtribu Sphodrina Laporte de Castelnau, 1834

Género *Laemostenus* Bonelli, 1810 (1)

- *Laemostenus (Pristonychus) terricola* (Herbst, 1783)

Subfamilia HARPALINAE Bonelli, 1810

Tribu Harpalini Bonelli, 1810

Subtribu Anisodactylina Lacordaire, 1854

Género *Anisodactylus* Dejean, 1829 (1)

- *Anisodactylus (Anisodactylus) binotatus* (Fabricius, 1787)

Subtribu Harpalina Bonelli, 1810

Género *Harpalus* Latreille, 1802 (7)

- *Harpalus (Harpalus) affinis* (Schrank, 1781)
- *Harpalus (Harpalus) attenuatus* Stephens, 1828
- *Harpalus (Harpalus) dimidiatus* (Rossi, 1790)
- *Harpalus (Harpalus) distinguendus* (Duftschmid, 1812)
- *Harpalus (Harpalus) ebeninus* Heyden, 1870
- *Harpalus (Harpalus) rufipalpis* Sturm, 1818
- *Harpalus (Harpalus) serripes* (Quensel, 1806)

Género *Ophonus* Dejean, 1821 (4)

- *Ophonus (Metophonus) melletii* (Heer, 1837)
- *Ophonus (Metophonus) puncticeps* Stephens, 1828
- *Ophonus (Metophonus) rufibarbis* (Fabricius, 1792)
- *Ophonus (Ophonus) stictus* Stephens, 1828

Género *Pseudophonus* Ganglbauer, 1892 (2)

- *Pseudoophonus (Pseudoophonus) griseus* (Panzer, 1797)
- *Pseudoophonus (Pseudoophonus) rufipes* (DeGeer, 1774)

Subfamilia LICININAE Bonelli, 1810

Tribu Licinini Bonelli, 1810

Subtribu Licinina Bonelli, 1810

Género *Badister* Clairville, 1806 (1)

- *Badister (Badister) bullatus* (Schrank, 1798)

Tribu Chlaenini Brullé, 1834

Subtribu Chlaenina Brullé, 1834

Género *Chlaenius* Bonelli, 1810 (1)

- *Chlaenius (Chlaeniellus) vestitus* (Paykull, 1790)

Subfamilia LEBIINAE Bonelli, 1810

Tribu Lebiini Bonelli, 1810

Subtribu Dromiina Bonelli, 1810

Género *Microlestes* Schmidt-Goebel, 1846 (2)

- *Microlestes gallicus* Holdhaus, 1912
- *Microlestes negrita* Wollaston, 1854

Género *Philorhizus* Hope, 1838 (1)

- *Philorhizus notatus* (Stephens, 1828)

Subtribu Lionychina Jeannel, 1948

Género *Syntomus* Hope, 1838 (1)

- *Syntomus obscuroguttatus* (Duftschmid, 1812)

Subfamilia BRACHININAE Bonelli, 1810

Tribu Brachinini Bonelli, 1810

Género *Brachinus* Weber, 1801 (2)

- *Brachinus (Brachinus) crepitans* (Linnaeus, 1768)
- *Brachinus (Brachynolomus) sclopeta* (Fabricius, 1792)

Familia CHOLEVIDAE Kirby, 1837

Subfamilia ANEMADINAE Hatch, 1928

Tribu Anemadini Hatch, 1928

Género *Speonemadus* Jeannel, 1922 (1)

- *Speonemadus vandalitiae* (Heyden, 1870)

Subfamilia CHOLEVINAE Kirby, 1837

Tribu Cholevini Kirby, 1837

Género *Nargus* Thomson, 1867 (1)

- *Nargus (Nargus) velox* (Spence, 1813)

Tribu Catopini Chaudoir, 1845

Género *Catops* Paykull, 1798 (5)

- *Catops coracinus* Kellner, 1846
- *Catops Fuliginosus* Erichson, 1837
- *Catops Fuscus* (Panzer, 1794)
- *Catops gradicollis* Erichson, 1837
- *Catops ventricosus* (Weise, 1872)

Género *Sciodrepoides* Hatch, 1933 (1)

- *Sciodrepoides watsoni* (Spence, 1813)

Subfamilia PTOMAPHAGINAE Jeannel, 1911

Tribu Ptomaphagini Jeannel, 1911

Género *Ptomaphagus* Hellwig, 1795 (2)

- *Ptomaphagus (Ptomaphagus) subvillosus* (Goeze, 1777)
- *Ptomaphagus (Ptomaphagus) tenuicornis* (Rosenhauer, 1856)

Familia HISTERIDAE Gyllenhal, 1808

Subfamilia ONTHOPHILINAE MacLeay, 1819

Género *Onthophilus* Leach, 1817 (3)

- *Onthophilus globulosus* (Olivier, 1789)
- *Onthophilus punctatus* (Müller, 1776)
- *Onthophilus striatus* (Forster, 1771)

Subfamilia HISTERINAE Gyllenhal, 1808

Tribu Histerini Gyllenhal, 1808

Género *Margarinotus* Marseul, 1853 (6)

- *Margarinotus (Ptomister) brunneus* (Fabricius, 1775)
- *Margarinotus (Eucalohister) binotatus* (Erichson, 1834)
- *Margarinotus (Stenister) obscurus* (Kugelann, 1792)
- *Margarinotus (Paralister) carbonarius* (Hoffmann, 1803)
- *Margarinotus (Paralister) ignobilis* (Marseul, 1854)
- *Margarinotus (Paralister) uncostriatus* (Marseul, 1854)

Género *Hister* Linnaeus, 1758 (4)

- *Hister capsirensis* Auzat, 1922
- *Hister moerens* Erichson, 1834
- *Hister quadrimaculatus* Linnaeus, 1758
- *Hister unicolor* Linnaeus, 1758

Género *Atholus* Thomson, 1859 (1)

- *Atholus praetermisus* (Peyron, 1856)

Subfamilia DENDROPHILINAE Reitter, 1909

Tribu Dendrophilini Reitter, 1909

Género *Kissister* Marseul, 1862 (1)

- *Kissister minimus* (Laporte, 1840)

Tribu Paromalini Reitter, 1909

Género *Carcinops* Marseul, 1855 (1)

- *Carcinops (Carcinops) pumilio* (Erichson, 1834)

Subfamilia ABRAEINAE MacLeay, 1819

Tribu Acritini Wenzel, 1944

Género *Acritus* J.L. LeConte, 1853 (1)

- *Acritus (Acritus) nigricornis* (Hoffmann, 1803)

Subfamilia SAPRININAE Blanchard, 1845

Género *Gnathoncus* Jaqueline du Val, 1858 (1)

- *Gnathocus rotundatus* (Kugelann, 1792)

Género *Saprinus* Erichson, 1834 (13)

- *Saprinus (Saprinus) acuminatus* (Fabricius 1798)
- *Saprinus (Saprinus) aeneus* (Fabricius, 1775)
- *Saprinus (Saprinus) detersus* (Illiger, 1807)
- *Saprinus (Saprinus) furvus* Erichson, 1834
- *Saprinus (Saprinus) lautus* Erichson, 1839
- *Saprinus (Saprinus) maculatus* (Rossi, 1792)
- *Saprinus (Saprinus) melas* Küster, 1849
- *Saprinus (Saprinus) niger* Motschulsky, 1849
- *Saprinus (Saprinus) planiusculus* Motschulsky, 1849
- *Saprinus (Saprinus) politus* (Brahm, 1790)

- *Saprinus (Saprinus) semistriatus* (Scriba, 1790)
- *Saprinus (Saprinus) subnitescens* Bickhardt, 1909
- *Saprinus (Saprinus) tenuistrius* Marseul, 1855

Familia SILPHIDAE Latreille, 1807

Subfamilia NICROPHORINAE Kirby, 1837

Género *Nicrophorus* Fabricius, 1775 (2)

- *Nicrophorus vespillo* (Linnaeus, 1758)
- *Nicrophorus interruptus* (Stephens, 1830)

Subfam. SILPHINAE Latreille, 1807

Género *Necrodes* Leach, 1815 (1)

- *Necrodes littoralis* (Linnaeus, 1761)

Género *Thanatophilus* Leach, 1815 (3)

- *Thanatophilus ruficornis* (Küster, 1851)
- *Thanatophilus rugosus* (Linnaeus, 1758)
- *Thanatophilus sinuatus* (Fabricius, 1775)

Género *Silpha* Linnaeus, 1758 (2)

- *Silpha puncticollis* Lucas, 1846
- *Silpha tristis* Illiger, 1798

Género *Phosphuga* Leach, 1817 (1)

- *Phosphuga atrata* (Linnaeus, 1758)

Familia STAPHYLINIDAE Latreille, 1802

Subfamilia STAPHYLININAE Latreille, 1802

Tribu OTHIINI Thomson, 1859

Género *Othius* Stephens, 1832 (1)

- *Othius lapidicola* Kiesenwetter, 1848

Tribu STAPHYLININI Latreille, 1802

Subtribu PHILONTHINA Kirby, 1837

Género *Bisnius* Stephens, 1829 (6)

- *Bisnius cephalotes* (Gravenhorst, 1802)
- *Bisnius fimetarius* (Gravenhorst, 1802)
- *Bisnius fuentei* (Roubal, 1909)
- *Bisnius parcus* (Sharp, 1874)
- *Bisnius sordidus* (Gravenhorst, 1802)
- *Bisnius sparsus* (Lucas, 1846)

Género *Gabrius* Curtis, 1829 (2)

- *Gabrius nigritulus* (Gravenhorst, 1802)
- *Gabrius sexualis* Smetana, 1954

Género *Neobisnius* Ganglbauer, 1895 (1)

- *Neobisnius lathrobioides* (Baudi, 1850)

Género *Philonthus* Stephens, 1829 (14)

- *Philonthus (Philonthus) addendus* Sharp, 1867

- *Philonthus (Philonthus) carbonarius* (Gravenhorst, 1802)
- *Philonthus (Philonthus) cognatus* Stephens, 1832
- *Philonthus (Philonthus) concinnus* (Gravenhorst, 1802)
- *Philonthus (Philonthus) corruscus* (Gravenhorst, 1802)
- *Philonthus (Philonthus) cruentatus* (Gmelin, 1790)
- *Philonthus (Philonthus) intermedius* (Lacordaire, 1835)
- *Philonthus (Philonthus) jurgans* Tottenham, 1937
- *Philonthus (Philonthus) nitidicollis* (Lacordaire, 1835)
- *Philonthus (Philonthus) politus* (Linné, 1758)
- *Philonthus (Philonthus) spinipes* Sharp, 1874
- *Philonthus (Philonthus) succicola* Thomson, 1860
- *Philonthus (Philonthus) tennuicornis* Mulsant & Rey, 1853
- *Philonthus (Philonthus) varians* (Paykull, 1789)

Género *Rabigus* Mulsant & Rey, 1876 (1)

- *Rabigus tenuis* (Fabricius, 1792)

Subtribu QUEDIINA Kraatz, 1857

Género *Heterothops* Stephens, 1829 (1)

- *Heterothops praevius* Erichson, 1839

Género *Quedius* Stephens, 1832 (13)

- *Quedius (Distichalius) cinctus* (Paykull, 1790)
- *Quedius (Microsaurus) mesomelinus* (Marsham, 1802)
- *Quedius (Microsaurus) satanas* Bernhauer, 1899
- *Quedius (Quedius) curtipennis* Bernhauer, 1908

- *Quedius (Quedius) levicollis* (Brullé, 1832)
- *Quedius (Quedius) pallipes* Lucas, 1846
- *Quedius (Quedius) simplicifrons* Fairmaire, 1862
- *Quedius (Raphirus) asturicus* Berhnauer, 1918
- *Quedius (Raphirus) latinus* Gridelli, 1938
- *Quedius (Raphirus) nitipennis* (Stephens, 1833)
- *Quedius (Raphirus) picipes* (Mannerheim, 1830)
- *Quedius (Raphirus) semiaeneus* (Stephens, 1832)
- *Quedius (Raphirus) semiobscurus* (Marsham, 1802)

Subtribu STAPHYLININA Latreille, 1802

Género *Creophilus* Leach, 1819 (1)

- *Creophilus maxilosus* (Linné, 1758)

Género *Ocypus* Leach, 1819 (2)

- *Ocypus (Ocypus) olens* (O.Müller, 1764)
- *Ocypus (Pseudocypus) aethiops* (Waltl, 1835)

Género *Ontholestes* Ganglbauer, 1895 (2)

- *Ontholestes murinus* (Linnaeus, 1758)
- *Ontholestes tesselatus* (Geoffroy, 1785)

Género *Tasgius* Stephens, 1829 (2)

- *Tasgius (Rayacheila) winkleri* (Bernhauer, 1906)
- *Tasgius (Tasgius) pedator* (Gravenhorst, 1802)

Tribu XANTOLININI Erichson, 1839

Género *Gauropterus* Thomson, 1860 (1)

- *Gauropterus fulgidus* (Fabricius, 1787)

Género *Gyrohypnus* Leach, 1819 (1)

- *Gyrohypnus (Gyrohypnus) fracticornis* (O.Müller, 1776)

Género *Megalinus* Mulsant & Rey, 1877 (1)

- *Megalinus glabratus* (Gravenhorst, 1802)

Género *Stenistoderus* Jacquelin du Duval, 1856 (1)

- *Stenistoderus nothus* (Erichson, 1840)

Género *Xantholinus* Dejean, 1821 (6)

- *Xantholinus (Calolinus)* sp.
- *Xantholinus (Polydontophallus) elegans* (Olivier, 1795)
- *Xantholinus (Typhlolinus) laevigatus* Jacobsen, 1849
- *Xantholinus (Xantholinus) gallicus* Coiffait, 1956
- *Xantholinus (Xantholinus) linearis* (Olivier, 1795)
- *Xantholinus (Xantholinus) longiventris* Heer, 1839

Anexo 2

Valor indicador IndVal para el total de especies: especies indicadoras en cada área de muestreo o en cada grupo de áreas de muestreo. El indicador se calculó con la función "multipatt" del paquete "indicspecies". Grupo se refiere a la agrupación de áreas de muestreo en las que alguna especie ha resultado indicadora, puede ser un grupo de un área o de varias. Las letras indicativas de grupo se refieren a las abreviaturas utilizadas a para referirse a las áreas de muestreo (C: Cerro, I: Isabel la Católica, P: Los Pericones, E: polígono industrial Ensidesa, F: Fontaciera. León (gráfica derecha): R: Los Reyes, Q: Quevedo, G: La Granja, V: polígono industrial Vilecha, S: Santovenia).

Gijón: Función de asociación: IndVal.g. Nivel de significación (alpha): 1. Número total de especies analizadas: 102. Número de especies seleccionadas: 101. Número de especies asociadas a 1 grupo: 55, número de especies asociadas a 2 grupos: 27, número de especies asociadas a 3 grupos: 10, número de especies asociadas a 4 grupos: 9. Signif: significación estadística: · < 0,1; * < 0,05; ** <0,01; *** <0,001.

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo I						
Carabus melancholichus	0,9062	1	90,62	0,952	0,026	*
Laemostenus terricola	1	0,6667	66,67	0,816	0,125	
Trechus fulvus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Gnathocus rotundatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Gabrius sexualis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus cognatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius cinctus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Xantholinus (Calolinus) sp.	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo P						
Ptomaphagus tenuicornis	0,7862	1	78,62	0,887	0,179	
Brachinus scopleta	1	0,6667	66,67	0,816	0,153	
Calathus mollis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus jurgans	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius latinus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius mesomelinus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo C						
Anchomenus dorsalis	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Carabus basilicus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Leistus nitidus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Olisthopus fuscatus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Onthophilus punctatus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo E						
Nebria salina	1	1	100	1	0,006	**
Catops coracinus	1	1	100	1	0,006	**
Catops ventricosus	1	1	100	1	0,006	**
Harpalus affinis	0,8182	1	81,82	0,905	0,034	*
Nicrophorus interruptus	0,75	1	75	0,866	0,038	*
Saprinus semistriatus	0,68	1	68	0,825	0,255	
Carabus cancellatus	1	0,5	50	0,707	0,132	
Leistus barnevillei	1	0,5	50	0,707	0,132	
Ocys harpaloides	1	0,5	50	0,707	0,132	
Ophonus stictus	1	0,5	50	0,707	0,148	
Saprinus planiusculus	1	0,5	50	0,707	0,148	
Thanatophilus rugosus	1	0,5	50	0,707	0,132	
Quedius picipes	1	0,5	50	0,707	0,132	
Tasgius pedator	1	0,5	50	0,707	0,148	
Grupo F						
Ontholestes murinus	0,9362	1	93,62	0,968	0,01	**
Margarinotus uncostriatus	1	0,6667	66,67	0,816	0,138	
Phosphuga atrata	1	0,6667	66,67	0,816	0,119	
Bisnius sordidus	1	0,6667	66,67	0,816	0,119	
Amara anthobia	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Anisodactylus binotatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Bembidion lampros	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Brachinus crepitans	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Harpalus dimidiatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Harpalus serripes	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Poecilus cupreus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Pseudoophonus griseus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Catops fuliginosus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Acritus nigricornis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Margarinotus obscurus	1	0,3333	33,33	0,577	1	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Hister moerens	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Hister unicolor	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Atholus praetermisus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Gabrius nigritulus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus addendus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius asturicus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius curtipennis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo I+P						
Paranchus albipes	0,9906	0,5	49,53	0,704	0,699	
Philonthus politus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo I+E						
Trechus obtusus	0,8621	0,8	68,968	0,83	0,095	.
Quedius nitipennis	1	0,4	40	0,632	0,41	
Grupo I+F						
Bisnius fimetarius	1	0,5	50	0,707	0,402	
Philonthus intermedius	1	0,5	50	0,707	0,408	
Philonthus varians	1	0,5	50	0,707	0,398	
Bembidion properans	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus spinipes	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo C+P						
Kissister minimus	0,907	0,8333	75,58031	0,869	0,112	
Philonthus corruscus	1	0,5	50	0,707	0,393	
Grupo P+E						
Trechus quadristriatus	1	0,4	40	0,632	0,398	
Grupo P+F						
Amara nitida	1	0,5	50	0,707	0,385	
Bisnius cephalotes	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus tennuicornis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo C+E						
Carabus macrocephalus	1	0,6	60	0,775	0,122	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Carabus violaceus	1	0,4	40	0,632	0,392	
Quedius simplicifrons	1	0,4	40	0,632	0,409	
Grupo C+F						
Ocypus olens	0,959	1		0,979	0,019	*
Quedius semiaeneus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo E+F						
Thanatophilus sinuatus	0,9651	1	96,51	0,982	0,015	*
Nicrophorus vespillo	0,8857	1	88,57	0,941	0,01	**
Silpha tristis	0,966	0,8	77,28	0,879	0,052	·
Catops grandicollis	1	0,6	60	0,775	0,114	
Pseudoophonus rufipes	0,9706	0,6	58,236	0,763	0,589	
Catops fuscus	0,9524	0,6	57,144	0,756	0,534	
Necrodes littoralis	1	0,4	40	0,632	0,412	
Grupo C+I+P						
Calathus circumseptus	1	0,6667	66,67	0,816	0,294	
Asaphidion curtum	1	0,4444	44,44	0,667	0,693	
Leistus fulvibarbis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo I+P+F						
Onthophilus striatus	1	0,5556	55,56	0,745	0,394	
Hister quadrimaculatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo I+C+E						
Steropus gallega	0,9798	1	97,98	0,00099	0,016	*
Grupo I+E+F						
Margarinotus brunneus	1000	1000	100000000	1	0,003	**
Bisnius parcus	1000	375	37500000	0,612	0,718	
Grupo P+E+F						
Philonthus succicola	0,9333	0,875	81,66375	0,904	0,152	
Grupo C+E+F						
Creophilus maxilosus	1000	375	37500000	0,612	0,715	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo C+P+I+E						
Nebria brevicollis	0,9894	1	98,94	0,995	0,00007	·
Grupo C+I+P+F						
Ocypus aethiops	0,9577	0,9167	87,792359	0,937	0,307	
Xantholinus longiventris	1	0,6667	66,67	0,816	0,383	
Tasgius winkleri	1	0,4167	41,67	0,645	0,921	
Gyrohypnus fracticornis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo I+P+E+F						
Sciodrepoides watsoni	0,9661	0,8182	79,046302	0,889	0,681	
Margarinotus ignobilis	1	0,4545	45,45	0,674	0,749	
Quedius semiobscurus	1	0,3636	36,36	0,603	0,922	
Grupo C+I+E+F						
Quedius levicollis	1	0,3636	36,36	0,603	0,919	

León: Función de asociación : IndVal.g. Nivel de significación (alpha): 1. Número total de especies: 118. Número de especies seleccionadas: 118. Número de especies asociadas a 1 grupo: 68, número de especies asociadas a 2 grupos: 27, número de especies asociadas a 3 grupos: 14, número de especies asociadas a 4 grupos: 9. Signif: significación estadística: · < 0,1; * < 0,05; ** <0,01; *** <0,001.

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo Q						
Clivina fossor	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Bisnius cephalotes	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Gyrohypnus fracticornis	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Philonthus intermedius	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Quedius mesomelinus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Rabigus tenuis	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Stenistoderus nothus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Xantholinus gallicus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo G						
Xantholinus elegans	0,9231	0,6667	61,543077	0,784	0,258	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Saprinus politus	0,6	1	60	0,775	0,22	
Calathus melanocephalus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Notiophilus biguttatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Saprinus acuminatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Ocypus olens	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus cruentatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus politus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius latinus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Tasgius winkleri	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo R						
Philonthus carbonarius	0,8	0,6667	53,336	0,73	0,00021	
Asaphidion curtum	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Bembidion escherichi	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Trechus fulvus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Saprinus tenuistrius	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Philonthus tennuicornis	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Quedius satanas	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo V						
Saprinus furvus	0,9767	1	97,67	0,988	0,035	*
Laemostenus terricola	0,84	1	84	0,917	0,068	·
Saprinus aeneus	0,75	1	75	0,866	0,046	*
Harpalus attenuatus	0,6923	1	69,23	0,832	0,056	·
Amara eurynota	1	0,5	50	0,707	0,153	
Amara lucida	1	0,5	50	0,707	0,142	
Calathus ambiguus	1	0,5	50	0,707	0,142	
Nebria salina	1	0,5	50	0,707	0,142	
Ptomapahagus subvillosus	1	0,5	50	0,707	0,153	
Carcinops pumilio	1	0,5	50	0,707	0,142	
Margarinotus binotatus	1	0,5	50	0,707	0,142	
Onthophilus globulosus	1	0,5	50	0,707	0,142	
Saprinus maculatus	1	0,5	50	0,707	0,142	
Saprinus melas	1	0,5	50	0,707	0,142	
Saprinus niger	1	0,5	50	0,707	0,142	
Creophilus maxilosus	1	0,5	50	0,707	0,142	
Neobisnius lathrobioides	1	0,5	50	0,707	0,142	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo S						
Olisthopus fuscatus	1	0,6667	66,67	0,816	0,144	
Quedius levicollis	1	0,6667	66,67	0,816	0,144	
Anchomenus dorsalis	0,9333	0,6667	62,223111	0,789	0,139	
Ptomaphagus tenuicornis	0,8889	0,6667	59,262963	0,77	0,291	
Quedius semiaeneus	0,8485	0,6667	56,569495	0,752	0,3	
Quedius semiobscurus	0,8	0,6667	53,336	0,73	0,31	
Amara anthobia	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Amara apricaria	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Amara consularis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Badister bullatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Bembidion ambiguum	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Bembidion properans	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Microlestes negrita	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Ophonus puncticeps	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Ophonus rufibarbis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philorhizus notatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Poecilus cupreus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Porotachis bisulcatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Syntomus obscuroguttatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Catops ventricosus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Saprinus lautus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Silpha puncticollis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Gauropterus fulgidus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Heterothops praevius	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Othius lapidicola	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Philonthus nitidicollis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo Q+G						
Bisnius sparsus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo R+Q						
Megalinus glabratus	0,9565	1	95,65	0,978	0,006	**
Calathus circumseptus	1	0,5	50	0,707	0,392	
Nargus velox	0,8889	0,5	44,445	0,667	0,704	

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo Q+S						
Harpalus distinguendus	1	0,5	50	0,707	0,00041	
Pseudoophonus rufipes	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Tasgius pedator	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo G+V						
Saprinus subnitescens	1	0,4	40	0,632	0,374	
Grupo G+S						
Philonthus varians	0,9167	0,8333	76,388611	0,874	0,034	*
Silpha tristis	1	0,6667	66,67	0,816	0,11	
Philonthus corruscus	1	0,5	50	0,707	0,408	
Harpalus rufipalpis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Ophonus melleti	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Hister quadrimaculatus	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Margarinotus carbonarius	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Quedius nitipennis	1	0,3333	33,33	0,577	1	
Grupo R+S						
Calathus rotundatus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Nicrophorus interruptus	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo V+S						
Saprinus detersus	0,9459	1	94,59	0,973	0,01	**
Thanatophilus ruficornis	0,9333	0,6	55,998	0,748	0,298	
Margarinotus ignobilis	0,8889	0,6	53,334	0,73	0,215	
Quedius simplicifrons	0,8889	0,6	53,334	0,73	0,197	
Calathus mollis	0,8462	0,6	50,772	0,713	0,192	
Calathus granatensis	1	0,4	40	0,632	0,43	
Harpalus dimidiatus	1	0,4	40	0,632	0,414	
Speonemadus vandalitiae	1	0,4	40	0,632	0,429	
Quedius cinctus	1	0,4	40	0,632	0,414	
Grupo R+Q+G						
Nebria brevicollis	1	1	100	0,001	0,004	**

	A	B	IndVal	Stat.	p. value	Signif.
Grupo Q+G+V						
Bisnius parcus	0,9355	0,75	70,1625	0,838	0,16	
Catops grandicollis	0,9636	0,5	48,18	0,694	0,597	
Grupo Q+G+S						
Amara aenea	1	0,3333	33,33	0,577	0,001	
Grupo G+R+V						
Saprinus planiusculus	1	0,5	50	0,707	0,362	
Philonthus jurgans	0,9535	0,5	47,675	0,69	0,641	
Grupo G+R+S						
Calathus fuscipes	0,9351	0,7778	72,732078	0,853	0,368	
Xantholinus linearis	0,8627	0,7778	67,100806	0,819	0,85	
Grupo G+V+S						
Thanatophilus sinuatus	0,9714	1	97,14	0,986	0,009	**
Thanatophilus rugosus	0,9872	0,875	86,38	0,929	0,068	·
Kissister minimus	0,8727	0,875	76,36125	0,874	0,233	
Sciodrepoides watsoni	0,968	0,5	48,4	0,696	0,884	
Ontholestes murinus	1	0,375	37,5	0,612	0,689	
Philonthus concinnus	1	0,375	37,5	0,612	0,726	
Grupo R+Q+G+V						
Xantholinus longiventris	0,9394	0,7273	68,322562	0,827	0,686	
Grupo Q+G+V+S						
Catops fuliginosus	1	0,7273	72,73	0,853	0,297	
Saprinus semistriatus	1	0,7273	72,73	0,853	0,328	
Catops fuscus	0,9661	0,7273	70,264453	0,838	0,488	
Catops coracinus	0,9355	0,7273	68,038915	0,825	0,818	
Grupo R+Q+V+S						
Trechus obtusus	1	0,7273	72,73	0,853	0,388	
Trechus quadristriatus	0,9687	0,7273	70,453551	0,839	0,472	
Gabrius nigritulus	1	0,4545	45,45	0,674	0,761	

	A	**B**	**IndVal**	**Stat.**	**p. value**	**Signif.**
Grupo R+G+V+S						
Margarinotus brunneus	0,9706	0,8182	79,414492	0,891	0,181	

Anexo 3

Resultados completos del Análisis de Correspondencias. Ejes 1 y 2 .

qlt: calidad total respecto a la dimensionalidad de la solución. coor: coordenadas principales para cada dimensión. cor: contribución relativa del eje principal a la inercia del punto. ctr: contribución absoluta del punto a la inercia del eje.

	qlt	**coor**	**cor**	**ctr**	**coor**	**cor**	**ctr**
		eje 1			**eje 2**		
Total de familias Gijón							
Amara anthobia	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Amara nitida	0,778	0,589	0,225	0,003	0,925	0,554	0,01
Anchomenus dorsalis	0,126	-0,699	0,099	0,001	0,369	0,027	0,001
Anisodactylus binotatus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Asaphidion curtum	0,763	-0,861	0,696	0,02	0,267	0,067	0,003
Bembidion lampros	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Bembidion properans	0,157	0,276	0,08	0	-0,272	0,078	0,001
Brachinus crepitans	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Brachinus scopleta	0,66	-0,953	0,169	0,005	1,627	0,492	0,021
Calathus circumseptus	0,357	-0,76	0,3	0,021	0,331	0,057	0,005
Calathus mollis	0,66	-0,953	0,169	0,003	1,627	0,492	0,01
Carabus basilicus	0,126	-0,699	0,099	0,003	0,369	0,027	0,001
Carabus cancellatus	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003
Carabus macrocephalus	0,011	-0,145	0,009	0	-0,068	0,002	0
Carabus melancholichus	0,798	-0,6	0,184	0,018	-1,098	0,614	0,08
Carabus violaceus	0,049	0,132	0,009	0	-0,287	0,041	0,001
Harpalus affinis	0,046	0,324	0,043	0,001	-0,086	0,003	0
Harpalus dimidiatus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Harpalus serripes	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Laemostenus terricola	0,707	-0,809	0,243	0,035	-1,118	0,464	0,088
Leistus barnevillei	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003
Leistus fulvibarbis	0,967	-0,817	0,962	0,008	-0,06	0,005	0
Leistus nitidus	0,126	-0,699	0,099	0,001	0,369	0,027	0,001
Nebria brevicollis	0,888	-0,631	0,85	0,071	-0,133	0,037	0,004
Nebria salina	0,352	0,963	0,18	0,008	-0,943	0,172	0,01
Ocys harpaloides	0,352	0,963	0,18	0,006	-0,943	0,172	0,007
Olisthopus fuscatus	0,126	-0,699	0,099	0,001	0,369	0,027	0,001
Ophonus stictus	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Paranchus albipes	0,705	-0,914	0,274	0,035	1,145	0,43	0,072
Poecilus cupreus	0,696	1,36	0,591	0,039	0,574	0,105	0,009
Pseudoophonus griseus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Pseudoophonus rufipes	0,939	0,887	0,916	0,028	0,141	0,023	0,001
Steropus gallega	0,926	-0,221	0,107	0,014	-0,613	0,819	0,135
Trechus fulvus	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005
Trechus obtusus	0,667	-0,513	0,289	0,009	-0,587	0,379	0,015
Trechus quadristriatus	0,055	0,005	0	0	0,342	0,055	0,001
Catops coracinus	0,352	0,963	0,18	0,006	-0,943	0,172	0,007
Catops fuliginosus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Catops fuscus	0,916	0,767	0,742	0,009	-0,371	0,174	0,003
Catops grandicollis	0,798	1,139	0,756	0,035	-0,269	0,042	0,003
Catops ventricosus	0,352	0,963	0,18	0,014	-0,943	0,172	0,017
Ptomaphagus tenuicornis	0,771	-0,74	0,19	0,043	1,295	0,581	0,171
Sciodrepoides watsoni	0,62	-0,252	0,215	0,004	0,346	0,405	0,009
Acritus nigricornis	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Atholus praetermisus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Gnathocus rotundatus	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005
Hister moerens	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Hister quadrimaculatus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Hister unicolor	0,346	0,24	0,087	0,001	0,414	0,259	0,003
Kissister minimus	0,366	-0,542	0,171	0,017	0,577	0,194	0,025
Margarinotus brunneus	0,888	0,852	0,874	0,046	-0,11	0,014	0,001
Margarinotus ignobilis	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Margarinotus obscurus	0,181	0,043	0,007	0	-0,218	0,174	0,001
Margarinotus uncostriatus	0,696	1,36	0,591	0,017	0,574	0,105	0,004
Onthophilus punctatus	0,126	-0,699	0,099	0,001	0,369	0,027	0,001
Onthophilus striatus	0,186	-0,172	0,039	0,001	-0,336	0,148	0,004
Saprinus planiusculus	0,215	0,305	0,168	0,003	-0,161	0,047	0,001
Saprinus semistriatus	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003
Necrodes littoralis	0,88	1,161	0,858	0,008	-0,185	0,022	0
Nicrophorus interruptus	0,633	1,095	0,546	0,011	-0,437	0,087	0,002
Nicrophorus vespillo	0,997	0,854	0,925	0,024	0,237	0,071	0,002
Phosphuga atrata	0,696	1,36	0,591	0,017	0,574	0,105	0,004
Silpha tristis	0,993	1,02	0,948	0,091	0,221	0,044	0,006
Thanatophilus rugosus	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003
Thanatophilus sinuatus	0,889	0,757	0,888	0,047	0,014	0	0

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Bisnius cephalotes	0,299	-0,091	0,007	0,001	0,57	0,292	0,045
Bisnius fimetarius	0,83	-0,482	0,826	0,017	0,035	0,004	0
Bisnius parcus	0,186	0,116	0,043	0	0,211	0,143	0,001
Bisnius sordidus	0,405	0,647	0,357	0,005	-0,236	0,048	0,001
Creophilus maxilosus	0,872	1,294	0,821	0,03	0,321	0,051	0,002
Gabrius nigritulus	0,352	0,963	0,18	0,003	-0,943	0,172	0,003
Gabrius sexualis	0,157	0,276	0,08	0	-0,272	0,078	0,001
Gyrohypnus fracticornis	0,938	0,633	0,69	0,021	0,38	0,249	0,01
Megalinus glabratus	0,326	0,637	0,326	0,004	0,01	0	0
Ocypus aethiops	0,696	1,36	0,591	0,011	0,574	0,105	0,003
Ocypus olens	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Ontholestes murinus	0,886	-0,868	0,302	0,007	1,207	0,584	0,017
Philonthus addendus	0,326	0,637	0,326	0,004	0,01	0	0
Philonthus cognatus	0,415	-0,266	0,053	0,001	-0,695	0,362	0,008
Philonthus corruscus	0,769	0,204	0,025	0	1,1	0,744	0,009
Philonthus intermedius	0,66	-0,953	0,169	0,003	1,627	0,492	0,01
Philonthus jurgans	0,574	-0,857	0,543	0,007	-0,203	0,031	0
Philonthus politus	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005
Philonthus spinipes	0,769	0,204	0,025	0	1,1	0,744	0,009
Philonthus succicola	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005
Philonthus tennuicornis	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Philonthus varians	0,904	0,505	0,46	0,002	-0,496	0,444	0,003
Quedius asturicus	0,73	0,077	0,004	0	-1,031	0,726	0,008
Quedius cinctus	0,225	-0,078	0,011	0	0,353	0,215	0,002
Quedius curtipennis	0,218	0,33	0,072	0,001	0,471	0,146	0,002
Quedius latinus	0,998	-0,081	0,014	0	-0,677	0,984	0,014
Quedius levicollis	0,176	0,409	0,07	0,002	-0,506	0,107	0,003
Quedius mesomelinus	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005
Quedius nitipennis	0,66	-0,953	0,169	0,005	1,627	0,492	0,021
Quedius picipes	0,66	-0,953	0,169	0,003	1,627	0,492	0,01
Quedius semiaeneus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Quedius semiobscurus	0,696	1,36	0,591	0,006	0,574	0,105	0,001
Quedius simplicifrons	0,352	0,963	0,18	0,006	-0,943	0,172	0,007
Tasgius pedator	0,973	-0,664	0,883	0,019	0,212	0,09	0,002
Tasgius winkleri	0,602	-0,382	0,584	0,002	0,067	0,018	0
Xantholinus (Calolinus) sp.	0,263	-0,293	0,262	0,002	0,016	0,001	0
Xantholinus longiventris	0,707	-0,809	0,243	0,002	-1,118	0,464	0,005

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Depredadores Gijón							
Amara anthobia	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Amara nitida	0,836	1,083	0,629	0,014	0,622	0,207	0,006
Anchomenus dorsalis	0,266	-0,564	0,074	0,001	0,908	0,192	0,004
Anisodactylus binotatus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Asaphidion curtum	0,565	-0,59	0,324	0,012	0,508	0,24	0,012
Bembidion lampros	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Bembidion properans	0,412	0,585	0,366	0,003	-0,208	0,046	0
Brachinus crepitans	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Brachinus scopleta	0,413	-0,487	0,039	0,002	1,511	0,374	0,023
Calathus circumseptus	0,553	-0,574	0,201	0,016	0,758	0,351	0,034
Calathus mollis	0,413	-0,487	0,039	0,001	1,511	0,374	0,011
Carabus basilicus	0,266	-0,564	0,074	0,003	0,908	0,192	0,008
Carabus cancellatus	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,015
Carabus macrocephalus	0,061	-0,367	0,061	0,002	0,02	0	0
Carabus melancholichus	0,61	-0,614	0,252	0,025	-0,731	0,358	0,045
Carabus violaceus	0,112	-0,269	0,032	0,001	-0,424	0,08	0,002
Harpalus affinis	0,145	-0,145	0,007	0	-0,667	0,139	0,007
Harpalus dimidiatus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Harpalus serripes	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Laemostenus terricola	0,407	-0,699	0,236	0,035	-0,594	0,171	0,032
Leistus barnevillei	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,015
Leistus fulvibarbis	0,868	-0,612	0,693	0,006	0,307	0,175	0,002
Leistus nitidus	0,266	-0,564	0,074	0,001	0,908	0,192	0,004
Nebria brevicollis	0,843	-0,469	0,718	0,051	0,195	0,124	0,011
Nebria salina	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,046
Ocys harpaloides	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,031
Olisthopus fuscatus	0,266	-0,564	0,074	0,001	0,908	0,192	0,004
Ophonus stictus	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,015
Paranchus albipes	0,471	-0,523	0,079	0,015	1,167	0,392	0,095
Poecilus cupreus	0,959	1,869	0,95	0,096	0,178	0,009	0,001
Pseudoophonus griseus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Pseudoophonus rufipes	0,931	0,998	0,872	0,047	-0,259	0,059	0,004
Steropus gallega	0,867	-0,326	0,28	0,038	-0,472	0,587	0,102
Trechus fulvus	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002
Trechus obtusus	0,627	-0,528	0,382	0,012	-0,423	0,245	0,01

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Trechus quadristriatus	0,025	-0,23	0,02	0	-0,122	0,006	0
Acritus nigricornis	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Atholus praetermisus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Gnathocus rotundatus	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002
Hister moerens	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Hister quadrimaculatus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Hister unicolor	0,632	0,638	0,506	0,006	0,318	0,126	0,002
Kissister minimus	0,58	-0,299	0,06	0,007	0,879	0,52	0,073
Margarinotus brunneus	0,997	0,941	0,825	0,073	-0,43	0,172	0,019
Margarinotus ignobilis	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Margarinotus obscurus	0,347	0,169	0,115	0,001	-0,239	0,231	0,002
Margarinotus uncostriatus	0,959	1,869	0,95	0,041	0,178	0,009	0
Onthophilus punctatus	0,266	-0,564	0,074	0,001	0,908	0,192	0,004
Onthophilus striatus	0,053	0,093	0,014	0	-0,152	0,039	0,001
Saprinus planiusculus	0,31	0,147	0,026	0,001	-0,483	0,284	0,012
Saprinus semistriatus	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,015
Phosphuga atrata	0,959	1,869	0,95	0,041	0,178	0,009	0
Bisnius cephalotes	0,559	0,208	0,043	0,006	0,722	0,516	0,091
Bisnius fimetarius	0,608	-0,272	0,354	0,007	0,23	0,253	0,006
Bisnius parcus	0,737	0,451	0,562	0,006	0,252	0,175	0,002
Bisnius sordidus	0,313	0,34	0,075	0,002	-0,606	0,238	0,007
Creophilus maxilosus	1	1,562	0,991	0,057	-0,144	0,008	0,001
Gabrius nigritulus	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,015
Gabrius sexualis	0,412	0,585	0,366	0,003	-0,208	0,046	0
Gyrohypnus fracticornis	0,875	0,834	0,869	0,046	0,069	0,006	0
Megalinus glabratus	0,728	1,013	0,723	0,012	-0,08	0,004	0
Ocypus aethiops	0,959	1,869	0,95	0,027	0,178	0,009	0
Ocypus olens	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Ontholestes murinus	0,721	-0,513	0,096	0,003	1,31	0,625	0,026
Philonthus addendus	0,728	1,013	0,723	0,012	-0,08	0,004	0
Philonthus cognatus	0,162	-0,057	0,003	0	-0,401	0,158	0,003
Philonthus corruscus	0,612	0,691	0,245	0,004	0,844	0,367	0,007
Philonthus intermedius	0,413	-0,487	0,039	0,001	1,511	0,374	0,011
Philonthus jurgans	0,353	-0,628	0,343	0,005	0,107	0,01	0
Philonthus politus	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002
Philonthus spinipes	0,612	0,691	0,245	0,004	0,844	0,367	0,007
Philonthus succicola	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Philonthus tennuicornis	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Philonthus varians	0,957	0,399	0,223	0,002	-0,724	0,734	0,008
Quedius asturicus	0,885	-0,336	0,067	0,001	-1,175	0,818	0,014
Quedius cinctus	0,041	0,044	0,003	0	0,17	0,038	0,001
Quedius curtipennis	0,483	0,652	0,285	0,003	0,543	0,197	0,003
Quedius latinus	0,976	-0,18	0,08	0,001	-0,6	0,895	0,014
Quedius levicollis	0,26	-0,17	0,01	0	-0,868	0,251	0,011
Quedius mesomelinus	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002
Quedius nitipennis	0,413	-0,487	0,039	0,002	1,511	0,374	0,023
Quedius picipes	0,413	-0,487	0,039	0,001	1,511	0,374	0,011
Quedius semiaeneus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Quedius semiobscurus	0,959	1,869	0,95	0,014	0,178	0,009	0
Quedius simplicifrons	0,461	0,027	0	0	-1,755	0,461	0,031
Tasgius pedator	0,973	-0,417	0,407	0,01	0,491	0,566	0,017
Tasgius winkleri	0,535	-0,116	0,078	0	0,282	0,457	0,002
Xantholinus (Calolinus) sp.	0,325	-0,21	0,184	0,001	0,183	0,14	0,001
Xantholinus longiventris	0,407	-0,699	0,236	0,002	-0,594	0,171	0,002
Total de familias León							
Amara aenea	0,217	-0,144	0,039	0	-0,307	0,178	0,001
Amara anthobia	0,845	0,756	0,269	0,004	-1,108	0,576	0,012
Amara apricaria	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Amara consularis	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Amara eurynota	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Amara lucida	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Anchomenus dorsalis	0,942	0,697	0,317	0,015	-0,978	0,625	0,042
Asaphidion curtum	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Badister bullatus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Bembidion ambiguum	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Bembidion escherichi	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Bembidion properans	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Calathus ambiguus	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Calathus circumseptus	0,857	-1,376	0,846	0,033	0,155	0,011	0,001
Calathus fuscipes	0,133	-0,259	0,131	0,005	-0,031	0,002	0
Calathus granatensis	0,818	1,009	0,414	0,011	0,997	0,404	0,015
Calathus melanocephalus	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Calathus mollis	0,529	0,634	0,465	0,011	0,236	0,064	0,002

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Calathus rotundatus	0,224	-0,299	0,065	0,001	-0,467	0,159	0,002
Clivina fossor	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Harpalus attenuatus	0,728	0,946	0,583	0,012	0,471	0,144	0,004
Harpalus dimidiatus	0,728	0,946	0,583	0,006	0,471	0,144	0,002
Harpalus distinguendus	0,361	-0,109	0,011	0	-0,614	0,35	0,009
Harpalus rufipalpis	0,534	0,488	0,248	0,002	-0,525	0,286	0,003
Laemostenus terricola	0,943	0,641	0,147	0,01	1,49	0,796	0,077
Microlestes negrita	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Nebria brevicollis	0,997	-1,161	0,983	0,303	0,136	0,014	0,006
Nebria salina	0,914	1,135	0,215	0,009	2,049	0,7	0,041
Notiophilus biguttatus	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Olisthopus fuscatus	0,845	0,756	0,269	0,004	-1,108	0,576	0,012
Ophonus melleti	0,534	0,488	0,248	0,002	-0,525	0,286	0,003
Ophonus puncticeps	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Ophonus rufibarbis	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Philorhizus notatus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Poecilus cupreus	0,845	0,756	0,269	0,006	-1,108	0,576	0,018
Porotachis bisulcatus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Pseudoophonus rufipes	0,79	0,54	0,183	0,01	-0,984	0,607	0,048
Syntomus obscuroguttatus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Trechus fulvus	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Trechus obtusus	0,391	0,277	0,155	0,007	-0,341	0,236	0,016
Trechus quadristriatus	0,316	-0,151	0,105	0,002	-0,214	0,211	0,005
Catops coracinus	0,215	-0,063	0,037	0	-0,138	0,178	0,001
Catops fuliginosus	0,126	0,038	0,005	0	-0,188	0,121	0,002
Catops fuscus	0,546	0,168	0,272	0,003	0,168	0,273	0,004
Catops grandicollis	0,795	0,427	0,231	0,005	0,668	0,565	0,018
Catops ventricosus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Nargus velox	0,782	-1,021	0,78	0,022	-0,055	0,002	0
Ptomapahagus subvillosus	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Ptomaphagus tenuicornis	0,929	0,578	0,365	0,003	-0,719	0,565	0,008
Sciodrepoides watsoni	0,963	0,354	0,401	0,006	-0,419	0,562	0,013
Speonemadus vandalitiae	0,728	0,946	0,583	0,006	0,471	0,144	0,002
Carcinops pumilio	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Hister quadrimaculatus	0,534	0,488	0,248	0,002	-0,525	0,286	0,003
Kissister minimus	0,459	0,316	0,443	0,01	-0,059	0,015	0
Margarinotus binotatus	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Margarinotus brunneus	0,051	0,026	0,002	0	0,118	0,049	0,001
Margarinotus carbonarius	0,534	0,488	0,248	0,002	-0,525	0,286	0,003
Margarinotus ignobilis	0,463	0,486	0,269	0,004	0,411	0,193	0,004
Onthophilus globulosus	0,914	1,135	0,215	0,009	2,049	0,7	0,041
Saprinus acuminatus	0,99	0,83	0,261	0,007	1,386	0,728	0,028
Saprinus aeneus	0,012	0,047	0,002	0	-0,117	0,01	0
Saprinus detersus	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Saprinus furvus	0,537	0,306	0,537	0,003	0,003	0	0
Saprinus lautus	0,859	0,637	0,109	0,007	1,674	0,75	0,069
Saprinus maculatus	0,845	0,756	0,269	0,004	-1,108	0,576	0,012
Saprinus melas	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Saprinus niger	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Saprinus planiusculus	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Saprinus politus	0,34	0,055	0,003	0	0,585	0,337	0,007
Saprinus semistriatus	0,425	0,525	0,147	0,003	0,722	0,278	0,008
Saprinus subnitescens	0,014	0,062	0,011	0	0,033	0,003	0
Saprinus tenuistrius	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Nicrophorus interruptus	0,224	-0,299	0,065	0,001	-0,467	0,159	0,002
Silpha puncticollis	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Silpha tristis	0,534	0,488	0,248	0,007	-0,525	0,286	0,011
Thanatophilus ruficornis	0,999	0,717	0,998	0,007	-0,027	0,001	0
Thanatophilus rugosus	0,725	0,46	0,698	0,009	-0,09	0,027	0
Thanatophilus sinuatus	0,574	0,464	0,511	0,02	0,162	0,062	0,003
Bisnius cephalotes	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Bisnius parcus	0,725	0,223	0,071	0,001	0,676	0,654	0,018
Bisnius sparsus	0,217	-0,594	0,212	0,002	0,093	0,005	0
Creophilus maxilosus	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Gabrius nigritulus	0,08	-0,11	0,036	0	-0,121	0,044	0,001
Gauropterus fulgidus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Gyrohypnus fracticornis	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Heterothops praevius	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Megalinus glabratus	0,856	-1,201	0,855	0,115	0,036	0,001	0
Neobisnius lathrobioides	0,914	1,135	0,215	0,004	2,049	0,7	0,021
Ocypus olens	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Ontholestes murinus	0,933	0,704	0,762	0,005	0,333	0,171	0,002
Othius lapidicola	0,845	0,756	0,269	0,006	-1,108	0,576	0,018
Philonthus carbonarius	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Philonthus concinnus	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Philonthus corruscus	0,845	0,756	0,269	0,002	-1,108	0,576	0,006
Philonthus cruentatus	0,933	0,704	0,762	0,005	0,333	0,171	0,002
Philonthus intermedius	0,644	-1,368	0,635	0,026	0,162	0,009	0,001
Philonthus jurgans	0,534	0,488	0,248	0,003	-0,525	0,286	0,005
Philonthus nitidicollis	0,036	0,032	0,001	0	0,176	0,035	0,001
Philonthus politus	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Philonthus tennuicornis	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Philonthus varians	0,415	0,218	0,084	0,001	-0,432	0,331	0,006
Quedius cinctus	0,728	0,946	0,583	0,006	0,471	0,144	0,002
Quedius latinus	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Quedius levicollis	0,845	0,756	0,269	0,006	-1,108	0,576	0,018
Quedius mesomelinus	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Quedius nitipennis	0,534	0,488	0,248	0,002	-0,525	0,286	0,003
Quedius satanas	0,931	0,734	0,644	0,013	-0,49	0,287	0,008
Quedius semiaeneus	0,463	0,486	0,269	0,004	0,411	0,193	0,004
Quedius semiobscurus	0,348	-1,355	0,343	0,006	0,174	0,006	0
Quedius simplicifrons	0,665	0,334	0,089	0,002	-0,852	0,576	0,018
Rabigus tenuis	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Stenistoderus nothus	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Tasgius pedator	0,274	-0,326	0,084	0,001	-0,49	0,19	0,002
Tasgius winkleri	0,014	0,221	0,013	0	0,059	0,001	0
Xantholinus elegans	0,421	-0,564	0,419	0,019	0,032	0,001	0
Xantholinus gallicus	0,405	-1,408	0,402	0,007	0,127	0,003	0
Xantholinus linearis	0,064	0,328	0,05	0,002	-0,175	0,014	0,001
Xantholinus longiventris	0,422	-0,497	0,387	0,014	0,15	0,035	0,002
Depredadores León							
Amara aenea	0,225	-0,18	0,058	0	-0,306	0,167	0,001
Amara anthobia	0,939	0,867	0,333	0,006	-1,169	0,606	0,014
Amara apricaria	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Amara consularis	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Amara eurynota	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Amara lucida	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Anchomenus dorsalis	0,993	0,76	0,353	0,021	-1,024	0,64	0,05
Asaphidion curtum	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Badister bullatus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Bembidion ambiguum	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Bembidion escherichi	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Bembidion properans	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Calathus ambiguus	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Calathus circumseptus	0,743	-1,154	0,73	0,027	0,154	0,013	0,001
Calathus fuscipes	0,106	-0,223	0,105	0,004	-0,015	0,001	0
Calathus granatensis	0,901	1,188	0,541	0,017	0,968	0,359	0,015
Calathus melanocephalus	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Calathus mollis	0,75	0,808	0,706	0,021	0,202	0,044	0,002
Calathus rotundatus	0,217	-0,09	0,007	0	-0,495	0,21	0,003
Clivina fossor	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Harpalus attenuatus	0,863	1,108	0,748	0,02	0,434	0,115	0,004
Harpalus dimidiatus	0,863	1,108	0,748	0,01	0,434	0,115	0,002
Harpalus distinguendus	0,41	-0,006	0	0	-0,655	0,41	0,011
Harpalus rufipalpis	0,366	0,388	0,132	0,001	-0,516	0,234	0,003
Laemostenus terricola	0,952	0,762	0,197	0,016	1,491	0,755	0,082
Microlestes negrita	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Nebria brevicollis	0,969	-1,039	0,951	0,282	0,144	0,018	0,007
Nebria salina	0,947	1,349	0,289	0,015	2,037	0,658	0,044
Notiophilus biguttatus	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Olisthopus fuscatus	0,939	0,867	0,333	0,006	-1,169	0,606	0,014
Ophonus melleti	0,366	0,388	0,132	0,001	-0,516	0,234	0,003
Ophonus puncticeps	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Ophonus rufibarbis	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Philorhizus notatus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Poecilus cupreus	0,939	0,867	0,333	0,009	-1,169	0,606	0,022
Porotachis bisulcatus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Pseudoophonus rufipes	0,889	0,649	0,249	0,017	-1,041	0,64	0,057
Syntomus obscuroguttatus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Trechus fulvus	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Trechus obtusus	0,629	0,429	0,351	0,021	-0,381	0,277	0,021
Trechus quadristriatus	0,313	-0,017	0,002	0	-0,239	0,311	0,006
Carcinops pumilio	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Hister quadrimaculatus	0,366	0,388	0,132	0,001	-0,516	0,234	0,003
Kissister minimus	0,321	0,31	0,312	0,011	-0,054	0,01	0
Margarinotus binotatus	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Margarinotus brunneus	0,054	0,019	0,001	0	0,136	0,053	0,001

	qlt	coor	cor	ctr	coor	cor	ctr
Margarinotus carbonarius	0,366	0,388	0,132	0,001	-0,516	0,234	0,003
Margarinotus ignobilis	0,668	0,677	0,506	0,009	0,383	0,162	0,004
Onthophilus globulosus	0,947	1,349	0,289	0,015	2,037	0,658	0,044
Saprinus acuminatus	0,961	0,869	0,266	0,009	1,404	0,695	0,031
Saprinus aeneus	0,009	-0,091	0,005	0	-0,074	0,003	0
Saprinus detersus	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Saprinus furvus	0,836	0,412	0,834	0,006	-0,019	0,002	0
Saprinus lautus	0,907	0,87	0,194	0,015	1,666	0,713	0,073
Saprinus maculatus	0,939	0,867	0,333	0,006	-1,169	0,606	0,014
Saprinus melas	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Saprinus niger	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Saprinus planiusculus	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Saprinus politus	0,347	0,03	0,001	0	0,623	0,346	0,008
Saprinus semistriatus	0,344	0,388	0,07	0,002	0,77	0,274	0,009
Saprinus subnitescens	0,006	0,022	0,001	0	0,043	0,004	0
Saprinus tenuistrius	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Bisnius cephalotes	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Bisnius parcus	0,709	0,262	0,091	0,002	0,681	0,617	0,019
Bisnius sparsus	0,302	-0,704	0,293	0,004	0,126	0,009	0
Creophilus maxilosus	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Gabrius nigritulus	0,08	0,039	0,005	0	-0,151	0,075	0,001
Gauropterus fulgidus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Gyrohypnus fracticornis	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Heterothops praevius	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Megalinus glabratus	0,746	-1,033	0,746	0,099	0,026	0	0
Neobisnius lathrobioides	0,947	1,349	0,289	0,007	2,037	0,658	0,022
Ocypus olens	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Ontholestes murinus	0,805	0,708	0,658	0,006	0,335	0,147	0,002
Othius lapidicola	0,939	0,867	0,333	0,009	-1,169	0,606	0,022
Philonthus carbonarius	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Philonthus concinnus	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Philonthus corruscus	0,939	0,867	0,333	0,003	-1,169	0,606	0,007
Philonthus cruentatus	0,805	0,708	0,658	0,006	0,335	0,147	0,002
Philonthus intermedius	0,531	-1,114	0,52	0,02	0,164	0,011	0,001
Philonthus jurgans	0,366	0,388	0,132	0,002	-0,516	0,234	0,006
Philonthus nitidicollis	0,045	-0,037	0,001	0	0,212	0,044	0,002
Philonthus politus	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0

	qlt	**coor**	**cor**	**ctr**	**coor**	**cor**	**ctr**
Philonthus tennuicornis	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Philonthus varians	0,296	0,144	0,03	0,001	-0,426	0,266	0,007
Quedius cinctus	0,863	1,108	0,748	0,01	0,434	0,115	0,002
Quedius latinus	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Quedius levicollis	0,939	0,867	0,333	0,009	-1,169	0,606	0,022
Quedius mesomelinus	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Quedius nitipennis	0,366	0,388	0,132	0,001	-0,516	0,234	0,003
Quedius satanas	0,994	0,799	0,695	0,018	-0,525	0,3	0,01
Quedius semiaeneus	0,668	0,677	0,506	0,009	0,383	0,162	0,004
Quedius semiobscurus	0,255	-1,047	0,248	0,004	0,18	0,007	0
Quedius simplicifrons	0,802	0,484	0,18	0,005	-0,9	0,622	0,021
Rabigus tenuis	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Stenistoderus nothus	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Tasgius pedator	0,277	-0,225	0,043	0	-0,527	0,235	0,003
Tasgius winkleri	0,006	-0,092	0,002	0	0,137	0,004	0
Xantholinus elegans	0,33	-0,431	0,328	0,013	0,036	0,002	0
Xantholinus gallicus	0,39	-1,316	0,387	0,007	0,116	0,003	0
Xantholinus linearis	0,01	0,1	0,004	0	-0,124	0,006	0
Xantholinus longiventris	0,468	-0,52	0,422	0,017	0,171	0,046	0,002

Anexo 4

Preferencia de hábitat y tamaño corporal de las especies de Carabidae y Staphylinidae tratadas.

Hábitat indica el grupo de preferencia de hábitat (Carabidae: F, forestales, O abiertos, G generalistas. Staphylinidae: R2 zonas poco alterada, R1 tanto de zonas alteradas como poco alteradas, E euritópicas). El tamaño está expresado en mm.

Carabidae	**Hábitat**	**mm**	**Staphylinidae**	**Hábitat**	**mm**
Gijón					
Amara anthobia	O	5-7	*Bisnius cephalotes*	E	7-8
Amara nitida	O	7-8	*Bisnius fimetarius*	E	7-8
Anchomenus dorsalis	G	10-12	*Bisnius parcus*	E	5-6
Anisodactylus binotatus	G	9-12	*Bisnius sordidus*	E	5-6
Asaphidion curtum	G	4-5	*Creophilus maxilosus*	E	10-11
Bembidion lampros	G	2,5-4	*Gabrius nigritulus*	E	4-5,5
Bembidion properans	O	3,5-4,2	*Gabrius sexualis*	E	3,7-4
Brachinus crepitans	O	7-10	*Gyrohypnus fracticornis*	E	6-8
Brachinus scopleta	O	4,5-7	*Megalinus glabratus*	E	10-14
Calathus circumseptus	G	11-13	*Ocypus aethiops*	R2	15-17
Calathus mollis	O	6-9	*Ocypus olens*	R2	24-26
Carabus basilicus	G	24-32	*Ontholestes murinus*	E	12-13
Carabus cancellatus	O	21-25	*Philonthus addendus*	R2	10-12
Carabus macrocephalus	G	25-30	*Philonthus cognatus*	E	9-10
Carabus melancholichus	F	22-26	*Philonthus corruscus*	R2	7-8
Carabus violaceus	G	20-30	*Philonthus intermedius*	R1	8-11
Harpalus affinis	G	9-12	*Philonthus jurgans*	E	6,5-8
Harpalus dimidiatus	O	10-15	*Philonthus politus*	E	10,5-13
Harpalus serripes	G	10-12	*Philonthus spinipes*	E	12-14
Laemostenus terricola	G	10-18	*Philonthus succicola*	R2	10,5-13
Leistus barnevillei	F	7-9	*Philonthus tennuicornis*	E	10-11
Leistus fulvibarbis	F	7-8	*Philonthus varians*	E	6-7
Leistus nitidus	F	7,5-9	*Quedius asturicus*	R2	5,5-6
Nebria brevicollis	G	10-14	*Quedius cinctus*	R2	7-9
Nebria salina	O	10-12	*Quedius curtipennis*	R2	12,5
Ocys harpaloides	G	4,5-6	*Quedius latinus*	R1	12-14
Olisthopus fuscatus	F	5-6	*Quedius levicollis*	R1	12-13
Ophonus stictus	O	13-17	*Quedius mesomelinus*	E	8,5-9

Carabidae	Hábitat	mm	Staphylinidae	Hábitat	mm
Paranchus albipes	G	7-9	*Quedius nitipennis*	R2	5-7
Poecilus cupreus	G	11-14	*Quedius picipes*	R1	9-10
Pseudophonus griseus	O	9-11	*Quedius semiaeneus*	R1	6,5-7
Pseudophonus rufipes	O	10-16,7	*Quedius semiobscurus*	R1	7-9
Steropus gallega	G	13-16	*Quedius simplicifrons*	R1	11-12
Trechus fulvus	O	4,8-5,8	*Tasgius pedator*	R1	17-20
Trechus obtusus	G	3,2-4	*Tasgius winkleri*	R1	15-17
Trechus quadristriatus	G	3,2-4	*Xantholinus (Calolinus) sp.*	E	
			Xantholinus longiventris	E	7-9

León

Carabidae	Hábitat	mm	Staphylinidae	Hábitat	mm
Amara aenea	O	6-8	*Bisnius cephalotes*	E	7-8
Amara anthobia	O	5-7	*Bisnius parcus*	E	7-8
Amara apricaria	O	6,5-8	*Bisnius sparsus*	E	6-7
Amara consularis	O	7-9	*Creophilus maxilosus*	E	10-11
Amara eurynota	O	9-11	*Gabrius nigritulus*	E	4-5,5
Amara lucida	O	4,5-6	*Gauropterus fulgidus*	E	8,5-11
Anchomenus dorsalis	G	10-12	*Gyrohypnus fracticornis*	E	6-8
Asaphidion curtum	O	4-5	*Heterothops praevius*	R2	4-5
Badister bullatus	G	4-7	*Megalinus glabratus*	E	10-14
Bembidion ambiguum	O	3,4-3,8	*Neobisnius lathrobioides*	R2	4,5-5
Bembidion escherichi	O	3-4	*Ocypus olens*	R2	24-26
Bembidion properans	O	3,5-4,2	*Ontholestes murinus*	E	12-13
Calathus ambiguus	G	10-11	*Othius lapidicola*	R2	5,5-7
Calathus circumseptus	G	11-13	*Philonthus carbonarius*	E	6-8
Calathus fuscipes	G	10-15	*Philonthus concinnus*	E	5,5-7
Calathus granatensis	G	9,5-12	*Philonthus corruscus*	R2	7-8
Calathus melanocephalus	O	6-8	*Philonthus cruentatus*	E	6,5-8
Calathus mollis	O	6-9	*Philonthus intermedius*	R1	8-11
Calathus rotundatus	G	10-13	*Philonthus jurgans*	E	6,5-8
Clivina fossor	G	5-7	*Philonthus nitidicollis*	E	6-8
Harpalus attenuatus	G	7-9	*Philonthus politus*	E	10,5-13
Harpalus dimidiatus	O	10-15	*Philonthus tennuicornis*	E	8-10

Carabidae	**Hábitat**	**mm**	**Staphylinidae**	**Hábitat**	**mm**
Harpalus distinguendus	G	9-11	*Philonthus varians*	E	6-7
Harpalus rufipalpis	O	7-9	*Quedius cinctus*	R2	7-9
Laemostenus terricola	G	10-18	*Quedius latinus*	R1	12-14
Microlestes negrita	O	2,2-2,8	*Quedius levicollis*	R1	12-13
Nebria brevicollis	G	10-14	*Quedius mesomelinus*	E	8-9,5
Nebria salina	O	10-12	*Quedius nitipennis*	R2	5-7
Notiophilus biguttatus	F	5-5,5	*Quedius satanas*	R1	10-11
Olisthopus fuscatus	F	5-6	*Quedius semiaeneus*	R1	6,5-7
Ophonus melleti	O	5,5-8,6	*Quedius semiobscurus*	R1	7-9
Ophonus puncticeps	G	6,5-9	*Quedius simplicifrons*	R1	11-12
Ophonus rufibarbis	O	6,2-9,5	*Rabigus tenuis*	R2	4,5-6
Philorhizus notatus	O	2,5-3	*Stenistoderus nothus*	R1	6,5-9
Poecilus cupreus	G	11-14	*Tasgius pedator*	R1	17-20
Porotachis bisulcatus	O	3	*Tasgius winkleri*	R1	15-17
Pseudophonus rufipes	O	10-16,7	*Xantholinus elegans*	R2	10-11
Syntomus obscuroguttatus	G	3-3,5	*Xantholinus gallicus*	R1	6-7,5
Trechus fulvus	O	4,8-5,8	*Xantholinus linearis*	E	6-9
Trechus obtusus	G	3,2-4	*Xantholinus longiventris*	E	7-9
Trechus quadristriatus	G	3,2-4			

« Por tanto, es de resaltar que: este mundo es, de hecho, un ser viviente dotado con alma e inteligencia... »

Platón, Timeo 29,30