



# Efecto de la presión antrópica sobre las comunidades de artrópodos del suelo en Menorca

**NATALIA ROSAS-RAMOS<sup>1</sup>, LAURA BAÑOS-PICÓN<sup>1\*</sup>,  
MARIO GARCÍA-PARÍS<sup>2</sup>, ESTEFANÍA TOBAJAS-TALAVÁN<sup>1</sup>,  
VÍCTOR DE PAZ<sup>1</sup>, LETICIA PUERTA-RODRÍGUEZ<sup>2</sup>, JOSEP D. ASÍS<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Departamento de Biología Animal (Área de Zoología),  
Universidad de Salamanca, Salamanca.

<sup>2</sup> Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC), Madrid.

Rebut: 12/05/2023 · Acceptat: 09/11/2023

<https://doi.org/10.6094/O/rdm.2023.v102.04>

*Resumen:* Numerosos estudios han demostrado el fuerte efecto de la intensificación agrícola y la expansión de las áreas urbanas sobre los artrópodos. Para valorar el efecto de la presión antrópica sobre estos organismos, se evaluó su presencia, en la isla de Menorca, a lo largo de un gradiente paisajístico definido por el porcentaje de hábitats naturales y seminaturales, zonas agrícolas y urbanas. La composición de la comunidad de artrópodos difirió a lo largo del gradiente, beneficiándose la mayor parte de grupos por niveles intermedios de perturbación. Se destaca la importancia de preservar la elevada heterogeneidad paisajística inherente a los agroecosistemas tradicionales

*Palabras clave:* Intensificación agrícola, urbanización, agricultura tradicional, hábitats (semi-)naturales, comunidades de artrópodos edáficos.

*Abstract:* Numerous studies have demonstrated that both agricultural intensification and urbanization strongly affect arthropod diversity. To assess this effect, we evaluated arthropod communities along a landscape gradient of anthropogenic pressure that was established based on the proportion of (semi-)natural habitats and agricultural and urban areas. Arthropod community composition differed along the gradient, and most of the groups benefited from intermediate disturbance levels. The study highlights the importance of preserving the high landscape heterogeneity associated to traditional agroecosystems.

*Keywords:* Agricultural intensification, urbanization, traditional agriculture, (semi-)natural habitats, ground-dwelling arthropods.

## Introducción

La situación actual de pérdida de biodiversidad a gran escala y el efecto que pueda tener sobre el funcionamiento y la estabilidad de los ecosistemas es un problema que está suscitando una creciente preocupación (Balvanera et al. 2006; Samways et al. 2020). Numerosas evidencias muestran cómo la mayoría de los procesos ecosistémicos están siendo alterados por las actividades humanas (Mammola et al. 2020). La intensificación y expansión de la agricultura y las áreas urbanas, con la consiguiente degradación, fragmentación y pérdida de hábitats naturales y seminaturales, son considerados como los principales factores causantes de la pérdida global de biodiversidad (Harvey et al. 2020; Kawahara et al. 2021). Sin embargo, no todas las formas de agricultura suponen una amenaza para la biodiversidad. Los sistemas agrícolas tradicionales son sistemas de alto valor cultural, basados en prácticas de baja intensidad (van Doorn & Elbersen 2012), con condiciones que benefician a un amplio rango de especies silvestres (Bengtsson et al. 2005; Fischer et al. 2012). De acuerdo con ello, los paisajes tradicionales proporcionan una de las grandes oportunidades para la conservación de la biodiversidad (Plieninger et al. 2006; Kovács-Hostyánszki et al. 2016).

Por lo tanto, el efecto de estos factores de amenaza no es siempre uniforme, sino que varía en función de las características del sistema y a lo largo de los diferentes grupos faunísticos. Una de las características de los organismos que puede condicionar el grado de sensibilidad a la degradación, fragmentación y pérdida del hábitat es la movilidad (Cardoso et al. 2020). En general, las características del hábitat a nivel local resultan fuertemente determinantes para la presencia de distintas especies de artrópodos (Krämer et al. 2012; Poniatowski et al. 2018; Münch et al. 2019). Sin embargo, muchos organismos dependen de la existencia de una red de parches de hábitat idóneos, con lo que se ven condicionados por las características del paisaje (Cardoso et al. 2020). En el caso concreto de los artrópodos se ha demostrado que las poblaciones locales pueden verse afectadas por el uso del suelo en el paisaje circundante, por ejemplo, a través de la alteración de las dinámicas fuente-sumidero en meta-comunidades por efecto de la pérdida de hábitat (Seibold et al. 2019).

En términos globales se ha constatado que, durante los últimos años, numerosos grupos de artrópodos terrestres han sufrido un dramático declive en biomasa, abundancia y número de especies y se estima que muchas de ellas pueden enfrentarse a eventos de extinción en las próximas décadas (Seibold et al. 2019; Cardoso et al. 2020; Kawahara et al. 2021). A pesar de ello, la mayor parte de los esfuerzos en términos de conservación se centran en grupos de vertebrados, de manera que se ha calculado que la inversión total en conservación por especie es 468 veces mayor para vertebrados que para invertebrados (Mammola et al. 2020). La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN evalúa las especies por su estado de conservación global y contribuye a enfatizar la necesidad de poner en marcha actuaciones en esta línea. Actualmente, solo un escaso número de invertebrados están incluidos en esta Lista Roja, lo que dificulta conocer plenamente su estado, tendencias y necesidades de conservación (Cardoso 2012; Eisenhauer et al. 2019). En concreto, en lo relativo a insectos, el estado de conservación de la mayoría de las especies es desconocido (Cardoso et al. 2020), a pesar de que se estima que una importante proporción afrontará procesos de extinción en las próximas décadas. Por lo tanto, el inventariado y la recopilación de datos resultan esenciales para solventar este desconocimiento y son cruciales para el adecuado desarrollo de actividades de evaluación, legislación y conservación (Harvey et al. 2020; Mammola et al. 2020). Evaluar el estado de las comunidades de artrópodos constituye un requisito fundamental para obtener una imagen real del nivel de diversidad que se encuentra amenazado por las actividades humanas y para detener las tendencias documentadas relativas a la extinción, especialmente las extinciones silenciosas de invertebrados (Eisenhauer et al. 2019; Rounsevell et al. 2020). Sin embargo, muchas veces la velocidad con la que se evalúa el estado de la biodiversidad no es suficiente como para identificar y neutralizar los factores causantes de su degradación y proponer medidas de conservación que permitan frenar a tiempo y paliar los efectos de dichos factores sobre las comunidades de organismos. Esta situación se agrava en el caso de los artrópodos, un *phylum* tremendamente diverso de animales cuyo proceso de identificación, en la mayor parte de los grupos, resulta extremadamente complejo y para los que, en la mayoría de los casos, escasean los especialistas.

Por eso, el empleo de niveles taxonómicos altos constituye un enfoque que permite optimizar tiempo y recursos cuando se llevan a cabo programas de monitoreo de biodiversidad. Numerosos trabajos han demostrado la validez del empleo de datos con baja resolución taxonómica, como por ejemplo género, familia, orden o incluso clase, en lugar de especie, para describir patrones de diversidad (p. e., Alves et al. 2016; Landeiro et al. 2012; Villaseñor et al. 2005), y se ha constatado la existencia de un alto nivel de correlación entre datos de baja y alta resolución taxonómica (de Oliveira et al. 2020).

Una de las regiones en la que se acentúa este problema es la cuenca mediterránea, un *hotspot* de biodiversidad que aloja un elevado número de especies de artrópodos, incluyendo numerosos endemismos, y que constituye un área considerada prioritaria en términos de conservación (Myers et al. 2000; Hewitt 2011). Sin embargo, los ecosistemas mediterráneos, fundamentalmente los litorales, han sufrido una fuerte alteración y transformación, derivadas de la incesante presión antrópica de las últimas décadas (Cartagena 2002; Fattorini 2011). Estas alteraciones pueden provocar la desaparición de taxones con territorios de distribución mínimos, como son los endemismos insulares (ej. endemismos baleares), más propensos a la extinción que los continentales, lo que supondría su completa desaparición a escala mundial (Sánchez-Fernández et al. 2005; Fattorini 2006). Por tanto, la ejecución urgente de estudios que evalúen los efectos de las actividades antropogénicas sobre la biodiversidad resulta fundamental desde el punto de vista de la conservación (de Oliveira et al. 2020).

Menorca cuenta con 514.485 ha totales de territorio reconocido como Reserva de la Biosfera, incluyendo una parte marina y una terrestre. Esta última comprende una zona núcleo, con una extensión total de 5.007 ha, una zona de amortiguación, conformada por un amplio entramado de áreas con algún tipo de estatus de protección y, por último, una zona de transición terrestre, que incluye áreas con elevada presión antrópica, tales como núcleos urbanos o algunos espacios agrícolas (Consell Insular de Menorca 2021). Entender las dinámicas de las comunidades de artrópodos en este territorio, que alberga un elevado porcentaje de endemismos (Pons & Palmer 1996), resulta esencial para el desarrollo de estrategias de conservación. Dado que numerosos estudios han demostrado que

los artrópodos, y particularmente los insectos, se ven fuertemente afectados por la transformación del suelo para uso agrícola y la expansión de las áreas urbanas y periurbanas, planteamos un estudio cuyo objetivo es el de evaluar en qué medida la presión agrícola y urbana modelan la composición de las comunidades de artrópodos ligados al suelo en el territorio insular de Menorca. Trabajar en un gradiente a escala regional es de interés para comprender las dinámicas y distribuciones de la biodiversidad.

## Metodología

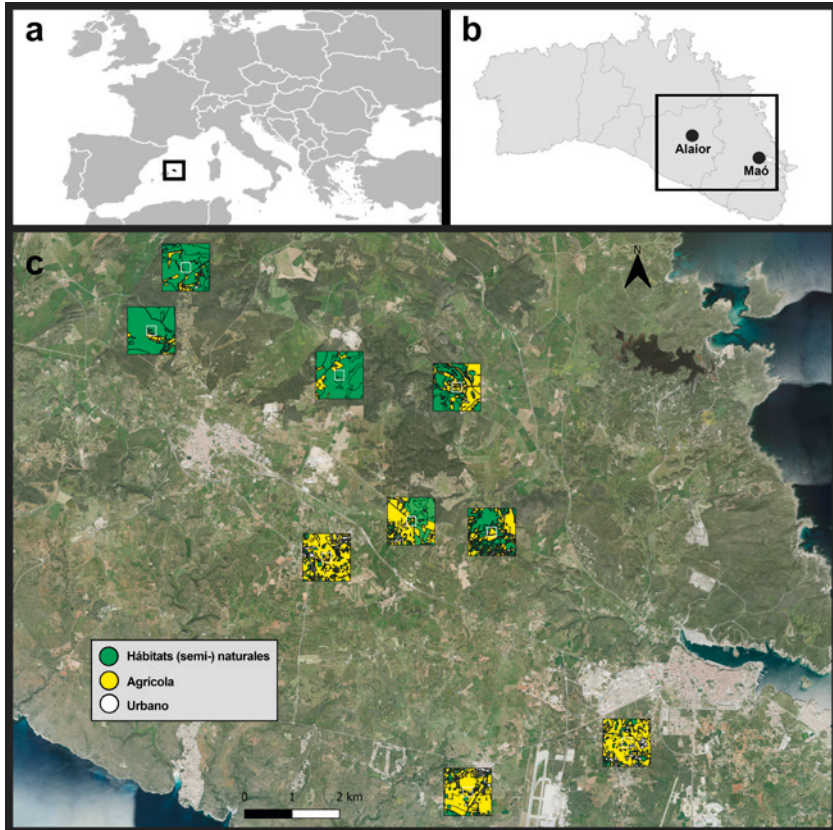
### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los municipios de Maó y Alaior (Menorca, Islas Baleares) (Figura 1, Tabla 1), en un área que comprende una superficie de 5.000 ha. El clima en la región es típicamente mediterráneo, con veranos secos e inviernos suaves y lluviosos. La temperatura anual media es de en torno a 17 °C y la precipitación media anual de 573 mm. Menorca cuenta con un amplio territorio reconocido como Reserva de la Biosfera, incluyendo una parte marina y una terrestre. El paisaje en las áreas de elevada presión antrópica está dominado por diferentes tipos de cultivos de secano, así como cultivos forrajeros y pastos permanentes dedicados a la ganadería, fundamentalmente al ganado bovino. Los cultivos se distribuyen en parcelas de pequeño tamaño, separadas por muros de piedra seca, entre y a lo largo de las cuales se mantienen remanentes de hábitats no cultivados. La vegetación natural en la zona está compuesta por praderas, matorral mediterráneo dominado por *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae), *Olea europaea* (Oleaceae) y *Phyllirea* (Oleaceae), y por bosques mixtos de pinos y *Quercus*.

### Selección de ventanas de paisaje

Empleando Sistemas de Información Geográfica (SIG), se llevó a cabo un análisis de la composición del paisaje previo a la selección de los puntos de muestreo. Dicho análisis se limitó al cuadrante sur-este de la isla, con el fin de minimizar diferencias derivadas del efecto regional. Para realizar el análisis se recurrió a la información

**Figura 1.** Mapa ilustrando la ubicación de la isla de Menorca (a), así como la ubicación del área de estudio (b) y de las diferentes ventanas de paisaje y de muestreo a lo largo de la misma (c). Se representa también, para cada venta, la superficie correspondiente a hábitats naturales, zonas agrícolas y áreas urbanas.



sobre los usos del suelo recogida en el proyecto CORINE Land Cover (IDE Menorca 2022). Se delimitaron una serie de ventanas de paisaje, para cada una de las cuales se calculó el porcentaje de superficie cultivada, el porcentaje de superficie destinada a uso urbano y el porcentaje de hábitats naturales y seminaturales, siendo estos últimos hábitats sin manejar ubicados dentro o entre zonas que están sometidas a manejo o perturbación (denominados de ahora en adelante hábitats naturales). Atendiendo a su composición paisajística, se seleccionaron un total de 9 ventanas de paisaje de  $1 \times 1$  km, separadas entre sí por una distancia mínima de 700 m considerando el rango máximo de movilidad de los grupos objeto de estudio,

asegurando así la independencia entre cada una de las ventanas y, por consiguiente, de los puntos de muestreo.

Dichas ventanas de paisaje se establecieron según un gradiente de presión antrópica definido por el porcentaje de hábitats naturales, de zonas agrícolas y de áreas urbanas y constituido por tres niveles: i) bajo grado de presión antrópica, donde se delimitaron 3 ventanas de paisaje (réplicas) caracterizadas por incluir un porcentaje de hábitats naturales superior al 80%; ii) grado medio de presión antrópica, con 3 ventanas con entre un 40-60% de hábitats naturales; y iii) alto grado de presión antrópica, con 3 ventanas con menos de un 20% de hábitats naturales (Figura 1, Tabla 1).

### Captura, procesado e identificación de ejemplares

En el centro de cada una de las 9 ventanas de paisaje se delimitó un cuadrante de muestreo de 200 × 200 m (Figura 1c), en cuyo interior se colocaron un total de 8 trampas de caída, distribuidas al azar y separadas entre sí por una distancia mínima de 10 m. Las trampas permanecieron colocadas y activas durante un periodo de 72 h. Consistieron en un recipiente plástico de 9 cm de diámetro y 12 cm de profundidad. En la parte superior de la trampa, a una distancia de 1,5 cm del borde del recipiente, se colocó una tapa de madera de 12 cm de diámetro, para impedir que entraran al dispositivo de captura organismos no objetivo. Como líquido de captura se empleó una mezcla de alcohol al 80% y etilenglicol.

Para capturar el efecto de la temporalidad, que resulta fuertemente condicionante para las comunidades de artrópodos ligadas a sistemas mediterráneos, se realizaron un total de tres muestreos, uno en abril, otro en mayo y un último en junio de 2022.

El material procedente de las trampas de caída, una vez colectado, fue incluido en alcohol absoluto hasta su posterior procesado, que consistió en la separación e identificación de los ejemplares a nivel taxonómico de orden. Dentro del orden Hymenoptera, las hormigas no fueron contabilizadas ni posteriormente analizadas.

**Tabla 1.** Resumen de datos de uso del suelo calculados para cada una de las ventanas de paisaje (1 km) y ventanas de muestreo (200 m) seleccionadas para el estudio. Se proporcionan las coordenadas del centroide de cada ventana de paisaje/muestreo.

Área muestreo (coordenadas)	Ventana paisaje	Urbano (m2)	Agrícola (m2)	Natural (m2)	Urbano (%)	Agrícola (%)	Natural (%)
A1 39.9552845408, 4.12724023582	1 km 200 m	12679.92 0.00	66266.17 4762.64	921626.58 35260.24	1.27 0.00	6.62 11.90	92.11 88.10
A2 39.9671969139, 4.13594395824	1 km 200 m	17340.28 882.12	102687.01 0.44	880540.96 39140.19	1.73 2.20	10.26 0.00	88.00 97.79
A3 39.9463700678, 4.17341143989	1 km 200 m	8719.26 0.00	105237.17 72.48	886597.14 39949.63	0.87 0.00	10.52 0.18	88.61 99.82
A4 39.9437807545, 4.20229288242	1 km 200 m	19012.79 1503.40	416364.63 27028.49	565163.22 11489.73	1.90 3.76	41.61 67.53	56.49 28.71
A5 39.918475, 4.19061021121	1 km 200 m	37392.89 2112.21	468026.26 14996.28	495126.10 22913.32	3.74 5.28	46.78 37.47	49.49 57.25

A6	1 km	32672.41	378235.48	589628.85	3.27	37.80	58.93
39.9162205469, 4.21042773001	200 m	3988.60	21758.42	14274.45	9.97	54.37	35.67
A7	1 km	115337.73	703138.72	182077.52	11.53	70.27	18.20
39.9118358547, 4.16966886706	200 m	194.34	30802.23	9025.61	0.49	76.96	22.55
A8	1 km	118811.03	709098.63	172612.38	11.87	70.87	17.25
39.8758978867, 4.24290561028	200 m	55.99	33586.00	6378.89	0.14	83.92	15.94
A9	1 km	103831.66	730666.12	166041.71	10.38	73.03	16.60
39.86669588734, 4.20364614997	200 m	0.00	33316.92	6704.65	0.00	83.25	16.75

### Análisis de datos

Para analizar el efecto de los factores seleccionados (grado de presión antrópica y temporalidad) sobre la composición de la comunidad de artrópodos, se emplearon MDS (escalamiento multidimensional) de 2 dimensiones y ANOSIM (análisis de similitudes). La matriz de similitudes se construyó empleando el índice de Bray-Curtis.

Se utilizaron análisis de correspondencias (CA) para representar las abundancias encontradas de los distintos órdenes de artrópodos en los tres niveles de presión antrópica (bajo, medio, alto), con el fin de relacionar las frecuencias obtenidas en cada grupo con los diferentes niveles de presión antrópica. Solo aquellos órdenes razonablemente bien representados ( $n > 10$ ) fueron incluidos en este análisis.

Se aplicaron, separadamente para cada orden, Modelos Lineales Generalizados (GLM), para analizar el efecto del grado de presión antrópica y el mes de muestreo sobre la abundancia de individuos de cada taxón de artrópodos. Dichos modelos se ajustaron con una distribución de Poisson (función de enlace logarítmico) o, cuando hubo sobredispersión en los datos, con una distribución binomial negativa.

Todos los análisis se llevaron a cabo mediante los softwares PRIMER 6.0 y R 4.0.3.

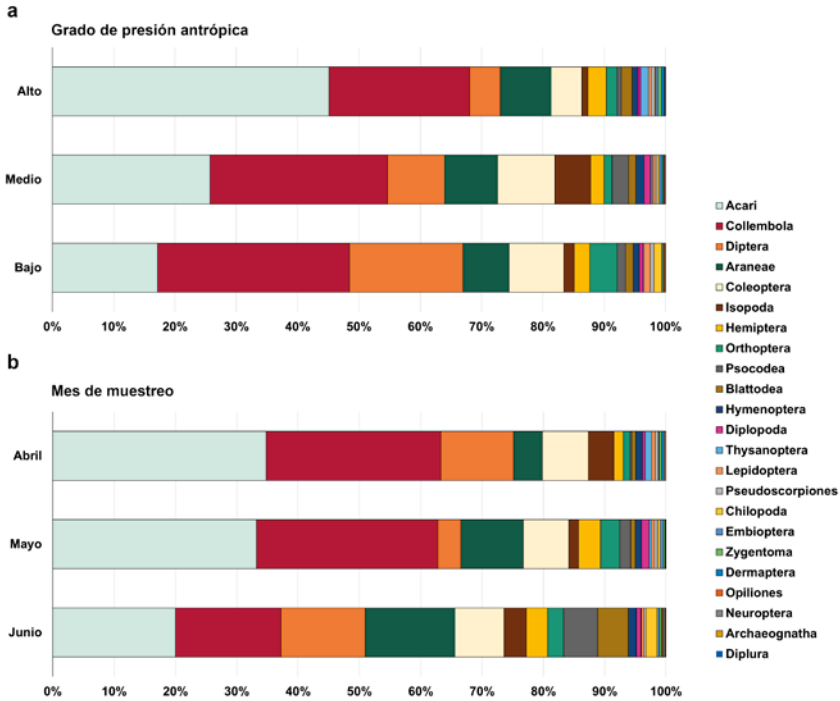
### Resultados

A lo largo de las 9 ventanas de paisaje muestreadas se recolectaron un total de 9.800 artrópodos pertenecientes a un total de 23 órdenes, de los cuales los más abundantes fueron Acari ( $n= 3.118$ ), Collembola ( $n= 2.649$ ), Diptera ( $n= 907$ ), Araneae ( $n= 811$ ) y Coleoptera ( $n= 742$ ) (Tabla 2, Figura 2).

Al analizar la respuesta de la comunidad de artrópodos al grado de presión antrópica, los resultados del MDS y el ANOSIM mostraron que la composición de dicha comunidad difiere significativamente entre los niveles bajo, medio y alto (Figura 3, Tabla 3). Se detectó igualmente un efecto de la temporalidad, siendo la composición de las comunidades diferente, en abril, mayo y junio, correspondiendo con los distintos meses de muestreo (Figura 3, Tabla 3).

Los GLM revelaron que la mayor parte de los órdenes, a excepción de Opiliones, Blattodea, Lepidoptera y Orthoptera, responden significativamente al grado de presión antrópica, exhibiendo diferentes

**Figura 2.** Porcentaje de individuos pertenecientes a cada orden en cada uno de los tres niveles de presión antrópica (bajo, medio y alto) y en cada mes de muestreo (abril, mayo y junio).



respuestas ante este factor. Se detectó también un efecto significativo de la variable mes sobre la abundancia de la mayoría de los grupos.

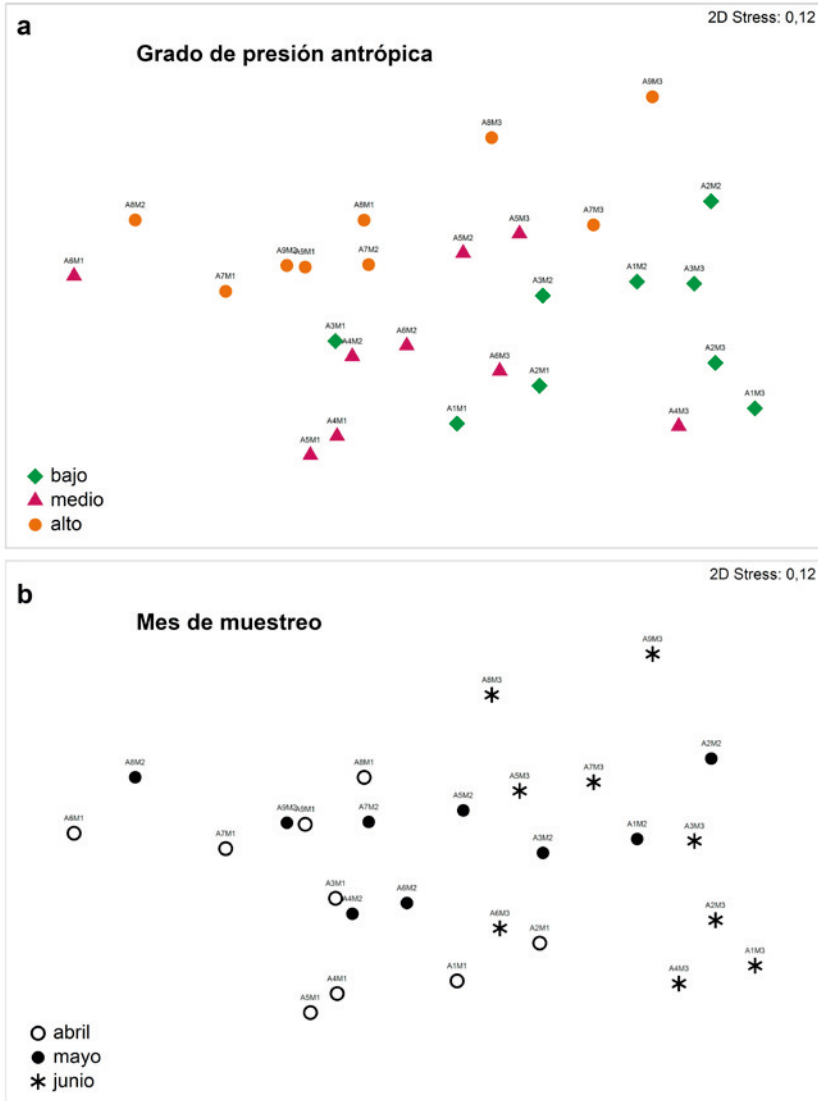
Determinados grupos de artrópodos, incluyendo Acari, Pseudoscorpiones, Hemiptera, Thysanoptera y Zygentoma (Tabla 4, Figura 4), así como Dermaptera (Figura 5), tendieron a asociarse a zonas con altos niveles de presión antrópica, alcanzando mayores abundancias en ventanas de paisaje con un mayor porcentaje de áreas agrícolas y urbanas. Otros grupos, concretamente Diplopoda, Isopoda, Coleoptera, Hymenoptera y Psocodea, se asociaron en mayor medida a áreas con niveles intermedios de presión antrópica, en los que exhibieron mayores densidades (Tabla 4, Figuras 4 y 5). Araneae y Embioptera, por su parte, mostraron preferencia por zonas con niveles intermedios y altos de presión antrópica en similar medida, alcanzando los menores valores de abundancia en zonas con baja presión antrópica, mientras que los Diptera tendieron a asociarse a áreas con

**Tabla 2.** Datos de abundancia de los diferentes grupos de artrópodos obtenidos durante el muestreo en cada ventana de paisaje y en cada mes.

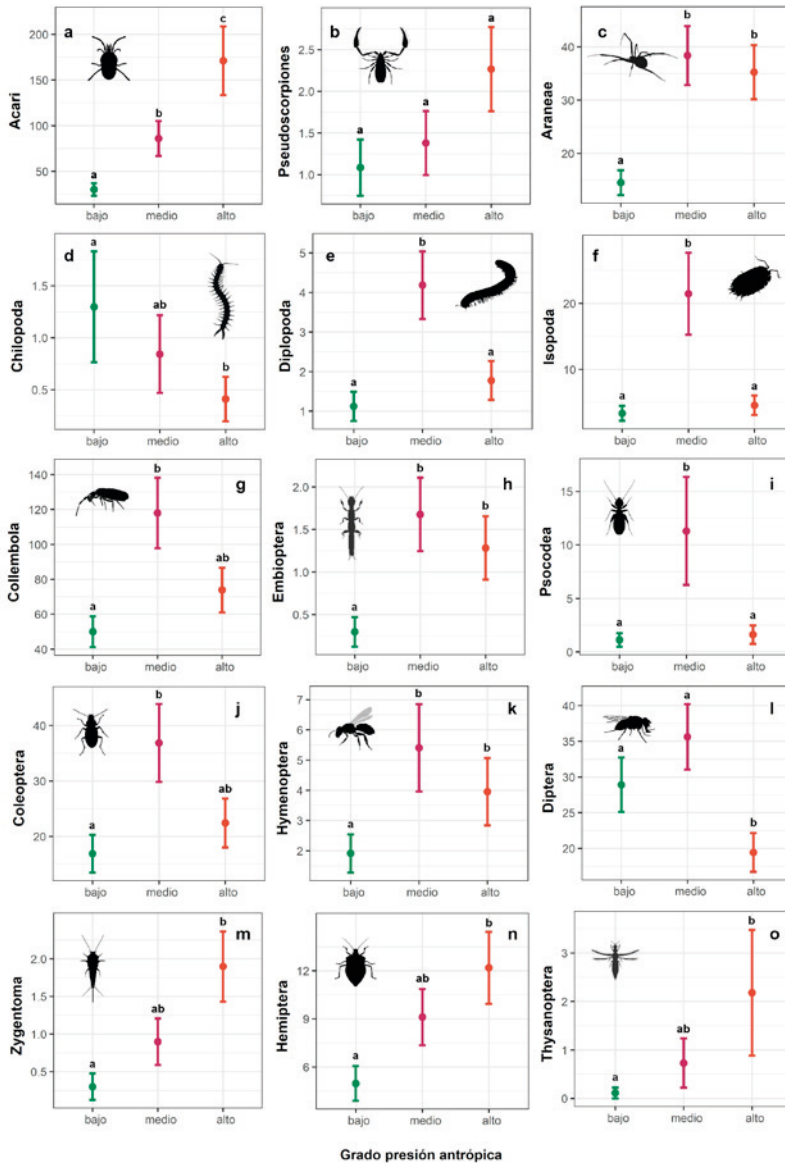
	Ventana de paisaje/muestreo										Mes de muestreo		
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	Abril	Mayo	Junio	
<i>Chelicerata</i>	77	71	160	146	192	726	476	806	464	1638	1158	322	
<i>Opiliones</i>	1	2	0	6	2	0	2	2	0	11	1	3	
<i>Pseudoscorpiones</i>	4	2	5	3	10	1	10	6	7	24	17	7	
<i>Araneae</i>	31	53	50	138	161	59	109	108	102	222	354	235	
<i>Myriapoda</i>	13	8	2	3	6	6	3	2	2	1	16	28	
<i>Diplopoda</i>	2	5	4	8	19	17	13	2	3	19	42	12	
<i>Crustacea</i>	2	10	19	37	179	24	25	6	8	196	55	59	
<i>Hexapoda</i>	176	121	264	364	250	584	331	272	287	1344	1029	276	
<i>Diplura</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	
<i>Archaegnatha</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	
<i>Zygentoma</i>	1	2	0	4	3	2	2	11	6	16	10	5	
<i>Dermaptera</i>	0	0	0	5	2	0	20	0	1	24	2	2	
<i>Orthoptera</i>	21	36	24	21	9	25	11	53	4	53	109	42	

	Ventana de paisaje/muestreo										Mes de muestreo		
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	Abril	Mayo	Junio	
<i>Embioptera</i>	1	1	1	3	6	8	1	8	4	7	19	7	
<i>Blattodea</i>	11	9	4	19	20	9	31	13	24	32	28	80	
<i>Psocodea</i>	2	6	15	0	28	84	5	10	13	11	62	90	
<i>Hemiptera</i>	19	6	20	23	40	27	45	45	25	71	124	55	
<i>Thysanoptera</i>	1	0	1	1	0	13	36	9	6	52	14	1	
<i>Neuroptera</i>	0	1	0	0	0	2	0	2	1	0	1	5	
<i>Coleoptera</i>	44	31	85	204	120	63	80	36	79	354	259	129	
<i>Diptera</i>	128	88	116	176	117	90	83	52	57	556	130	221	
<i>Lepidoptera</i>	4	5	10	1	12	1	5	7	4	26	17	6	
<i>Hymenoptera</i>	8	2	7	14	29	12	7	16	13	52	35	21	

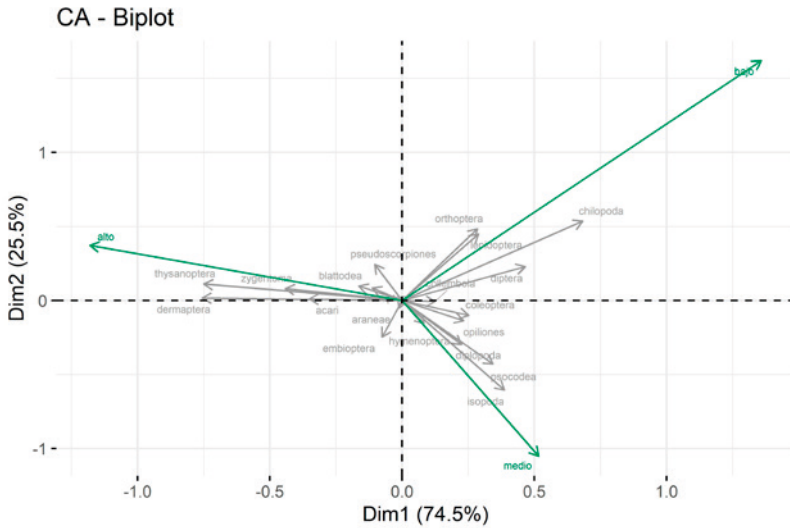
**Figura 3.** MDS de las comunidades de artrópodos muestreadas (composición de órdenes) (valor de estrés=0.12). Las comunidades con el mismo símbolo fueron muestreadas en ventanas de paisaje con un mismo grado de presión antrópica (rombo verde: bajo grado de presión (A1, A2, A3); triángulo morado: grado medio de presión (A4, A5, A6); círculo naranja: alto grado de presión (A7, A8, A9)) o en un mismo mes (círculo blanco: abril (M1); círculo negro: mayo (M2); estrella: junio (M3)).



**Figura 4.** Media estimada  $\pm$  error estándar para la abundancia de a) Acari, b) Pseudoscorpiones, c) Araneae, d) Chilopoda, e) Diplopoda, f) Isopoda, g) Collembola, h) Embioptera, i) Psocodea, j) Coleoptera, k) Hymenoptera, l) Diptera, m) Zygentoma, n) Hemiptera y o) Thysanoptera en cada nivel de presión antrópica (verde: bajo grado de presión; morado: grado medio de presión; naranja: alto grado de presión). Solo se muestran los grupos que respondieron de forma significativa al grado de presión antrópica. Las diferencias significativas en las comparaciones por pares se muestran con letras diferentes.



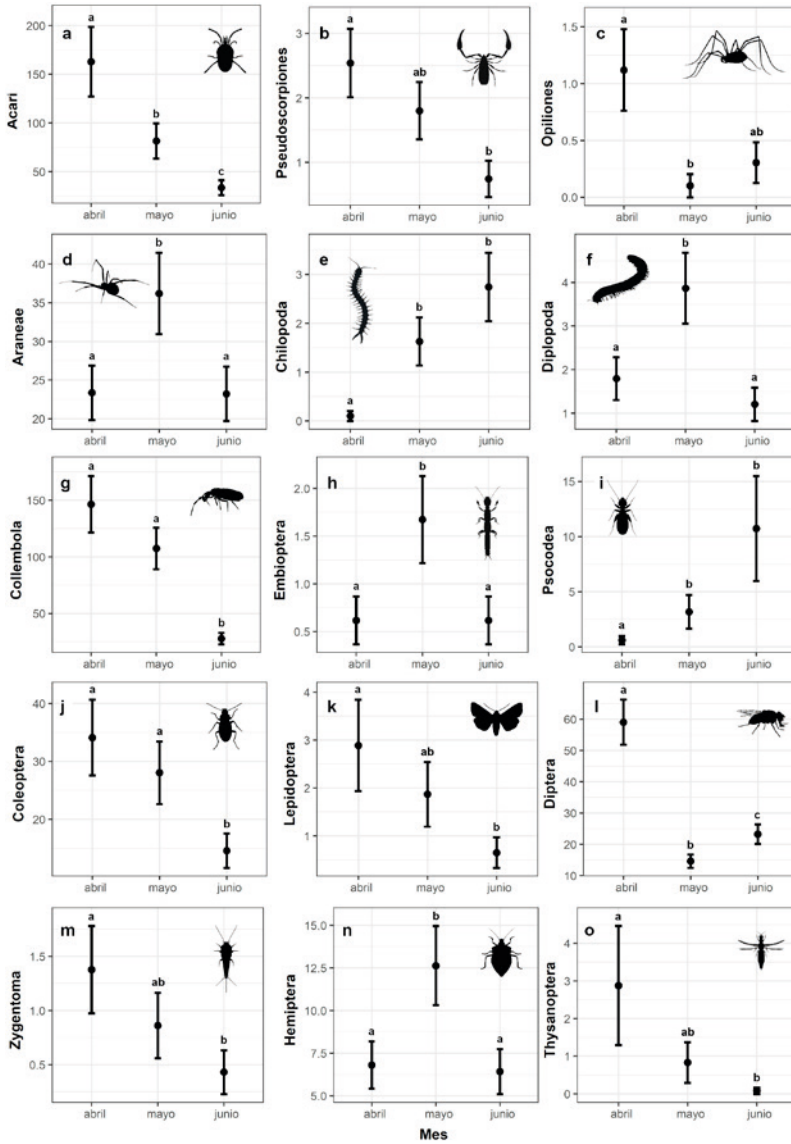
**Figura 5.** Análisis de correspondencias (CA) calculado sobre la abundancia de los diferentes órdenes de artrópodos asociada a cada nivel de presión antrópica: bajo, medio y alto. Estadísticos:  $\chi^2= 1137.044$ ; d.f.= 38;  $p= <0.0001$ .



niveles medios y bajos de presión, exhibiendo los menores valores de abundancia en zonas de baja presión (Tabla 4, Figuras 4 y 5). El único grupo que se vio significativamente favorecido por niveles de baja presión antrópica fue el de los Chilopoda (Tabla 4, Figuras 4 y 5).

La temporalidad tuvo un fuerte efecto sobre la abundancia de los diferentes grupos de artrópodos, respondiendo la mayor parte de ellos de forma significativa al mes de muestreo (Tabla 4). Las abundancias fueron en general mayores en el mes de abril, disminuyendo progresivamente en mayo y junio, a excepción de Araneae, Diplopoda, Embioptera y Hemiptera, que alcanzaron densidades más elevadas en mayo, y Chilopoda y Psocodea, que fueron incrementando en abundancia a lo largo de los meses (Figura 6).

**Figura 6.** Media estimada  $\pm$  error estándar para la abundancia de a) Acari, b) Pseudoscorpiones, c) Opiliones, d) Araneae, e) Chilopoda, f) Diplopoda, g) Collembola, h) Embioptera, i) Psocodea, j) Coleoptera, k) Lepidoptera, l) Diptera, m) Zygentoma, n) Hemiptera y o) Thysanoptera en cada mes de muestreo (abril, mayo y junio). Solo se muestran los grupos que respondieron de forma significativa a la temporalidad. Las diferencias significativas en las comparaciones por pares se muestran con letras diferentes.



**Tabla 3.** ANOSIM (modelo global y comparaciones por pares) evaluando las diferencias en la composición de órdenes de artrópodos a lo largo del gradiente de presión antrópica y en los distintos meses de muestreo.

<b>Modelo global</b>		<b>Comparaciones por pares</b>		
	<b>R</b>	<b>p</b>	<b>permutaciones</b>	
Grado presión antrópica	0.556	<b>0.001</b>	999	
				bajo, medio
				bajo, alto
Mes				medio, alto
	0.61	<b>0.001</b>	999	abril, mayo
				abril, junio
				mayo, junio

**Tabla 4.** Valores de  $\chi^2$ , grados de libertad y p valores de los modelos lineales generalizados (GLM) evaluando el efecto del grado de presión y la temporalidad sobre la abundancia de los distintos órdenes de artrópodos.

Variable respuesta	Variable explicativa	$\chi^2$	d.f.	p	
Acari	presión antrópica	25.547	2	<0.0001	***
	mes	22.867	2	<0.0001	***
Araneae	presión antrópica	22.7937	2	<0.0001	***
	mes	6.1252	2	0.047	*
Opiliones	presión antrópica	2.67	2	0.263164	
	mes	11.062	2	0.004	**
Pseudoscorpiones	presión antrópica	4.7115	2	0.095	.
	mes	9.9501	2	0.007	**
Chilopoda	presión antrópica	5.7728	2	0.056	.
	mes	24.3587	2	<0.0001	***
Diplopoda	presión antrópica	15.24	2	0.0004	***
	mes	12.037	2	0.002	**
Isopoda	presión antrópica	21.3156	2	<0.0001	***
	mes	4.2032	2	0.122	
Blattodea	presión antrópica	2.2617	2	0.323	
	mes	4.4114	2	0.110	
Coleoptera	presión antrópica	8.0596	2	0.018	*
	mes	8.9525	2	0.011	*

<b>Variable respuesta</b>	<b>Variable explicativa</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>d.f.</b>	<b>p</b>	
Collembola	presión antrópica	12.159	2	0.002	**
	mes	42.268	2	<0.0001	***
Diptera	presión antrópica	10.043	2	0.007	**
	mes	60.725	2	<0.0001	***
Embioptera	presión antrópica	11.3485	2	0.003	**
	mes	8.1131	2	0.017	*
Hemiptera	presión antrópica	9.4513	2	0.009	**
	mes	7.8401	2	0.0198	*
Hymenoptera	presión antrópica	5.8426	2	0.054	.
	mes	2.8899	2	0.236	
Lepidoptera	presión antrópica	0.5093	2	0.775	
	mes	6.8966	2	0.032	*
Orthoptera	presión antrópica	1.7854	2	0.409	
	mes	4.08	2	0.130	
Psocodea	presión antrópica	12.181	2	0.002	**
	mes	13.277	2	0.001	**
Thysanoptera	presión antrópica	8.0272	2	0.018	*
	mes	10.605	2	0.005	**
Zygentoma	presión antrópica	13.2372	2	0.001	**
	mes	6.0757	2	0.048	*

## Discusión

Nuestros resultados muestran cómo la composición de las comunidades difiere a lo largo del gradiente de presión antrópica, y cómo la mayor parte de los órdenes evaluados se ven favorecidos por niveles intermedios de perturbación en el paisaje e incluso, en determinados casos, por niveles altos de presión. La heterogeneidad en la composición y la configuración del paisaje es un factor que resulta determinante en las comunidades de artrópodos (Dominik et al. 2018). La proporción de bosque presente condiciona a estas comunidades, y la preservación de remanentes de bosque se considera una medida efectiva para el mantenimiento de la diversidad en estos organismos (González et al. 2017). Sin embargo, en zonas dominadas por vegetación arbórea o arbustiva, la heterogeneidad a escala local y paisajística puede verse reducida, y ello puede desembocar en la exclusión de taxones especialistas de hábitat abierto y en una reducción global de los niveles de biodiversidad (Rey Benayas et al. 2007; de Paz et al. 2022). Por otra parte, la existencia de niveles de perturbación intermedios, como los derivados de la agricultura tradicional, permite mantener diversidad de hábitats y altos niveles de heterogeneidad paisajística, que se traducirían en una mayor diversidad taxonómica.

El paisaje en Europa refleja siglos de interacción entre la humanidad y el medio ambiente y gran parte del valor biológico actual ha evolucionado y se mantiene gracias a los sistemas agrícolas tradicionales, en los que en general se mantienen remanentes de vegetación natural o seminatural y una alta heterogeneidad de coberturas (Bignal & McCracken 2000; Van Doorn & Elbersen 2012). La densidad de hábitats naturales y seminaturales a escala de paisaje resulta determinante para las comunidades de artrópodos, y una mayor densidad de estos hábitats contribuye a mantener comunidades diversas de artrópodos, ya que estos elementos proporcionan hábitat y refugio para muchos grupos y permiten incrementar la conectividad en la matriz (Molina et al. 2014). Por tanto, complejidad y heterogeneidad representan características paisajísticas clave para la distribución y persistencia de las poblaciones y el ensamblaje de las comunidades (Vasseur et al. 2013; Molina et al. 2016; Dominik et al. 2018). El hecho de que muchos órdenes de artrópodos se vean

beneficiados en áreas con un grado medio de presión antrópica podría estar reflejando, por un lado, cómo niveles intermedios de perturbación albergan mayores niveles de diversidad que los sistemas altamente perturbados o aquellos sometidos a baja perturbación, tal y como predice la hipótesis de la perturbación intermedia (Grime et al. 1973; Connell 1978). Por otro lado, podría ser un indicativo de que el paisaje en el área de estudio, a pesar de estar sometido a diferentes grados de presión antrópica, sigue conservando niveles de complejidad y heterogeneidad, así como una proporción de hábitats seminaturales, adecuados para el mantenimiento de comunidades diversas de artrópodos (ver Tscharrntke et al. 2021). En paisajes complejos en los que se mantienen altos porcentajes de hábitats naturales y seminaturales existe una oferta más amplia de microhábitats, zonas de hibernación o refugio y recursos de alimentación, y esta mayor heterogeneidad favorecería a las comunidades de artrópodos ligados al suelo, incrementando los niveles globales de biodiversidad (Diekötter 2010; Tscharrntke 2005a, 2005b).

Sin embargo, la respuesta a la presión antrópica no es homogénea a lo largo de los diferentes grupos evaluados, ya que existe variabilidad en lo relativo a las preferencias de hábitat que cada uno de ellos exhibe y en relación con la percepción que cada taxón tiene del propio hábitat y del paisaje circundante (Holzschuh et al. 2010). Por ejemplo, la percepción del hábitat y las implicaciones que su estructura tiene para un organismo dependen en gran medida del tamaño corporal y de la escala espacial a la que cada organismo percibe su entorno (O'Connell et al. 2010; Williams et al. 2010). Así, los artrópodos de pequeño tamaño, como pueden ser los ácaros o los pseudoscorpiones, tienen en general menores requerimientos, menos movilidad y menor área de campeo (Bommarco 1998; Greenleaf et al. 2007; Miyashita et al. 2004; Molina et al. 2016; Polis et al. 1985), de manera que incluso estructuras de muy pequeño tamaño pueden actuar como hábitats adecuados para la persistencia a largo plazo de sus comunidades (Abensperg-Traun & Smith 1999).

Las arañas, sin embargo, son artrópodos altamente sensibles a los cambios ambientales y se ven fuertemente condicionados por la estructura del hábitat, la complejidad arquitectónica de la vegetación o la disponibilidad de presas (Rosas-Ramos et al. 2018). A pesar de ello, no siempre responden a algunas perturbaciones derivadas del

manejo del hábitat, tales como la aplicación de prácticas agrícolas más intensivas (Rosas-Ramos et al. 2020a). La existencia de mayores densidades de arañas en áreas con niveles intermedios y altos de presión antrópica está en línea con el hecho de que el incremento en el porcentaje de cobertura herbácea puede traducirse en una mayor densidad de arañas epigeas (Bogya & Marko 1999) y que hay ciertas familias, como Lycosidae, Gnaphosidae o Linyphiidae, entre otras, que pueden verse favorecidas por la presencia de hábitats abiertos (de Paz et al. 2023) como los que se generan con niveles crecientes de presión antrópica.

Pero no todos los grupos de artrópodos se ven condicionados por los mismos factores. Los Chilopoda son depredadores higrófilos y lucífugos que ocupan hábitats con un cierto grado de humedad y en los que no reciben radiación solar directa (Armengol 1986). Zonas con un mayor porcentaje de cobertura de bosque ofrecen una mayor disponibilidad de este tipo de ambientes, con lo que este grupo se ve favorecido. Así, nuestros resultados concuerdan con los obtenidos en estudios previos en los que se ha visto que los Chilopoda alcanzan mayores valores de diversidad en zonas de bosque en comparación con hábitats abiertos, como los pastizales (Birkhofer et al. 2017).

Los Diplopoda, por su parte, también se ven condicionados por la presencia de ambientes húmedos, evitando condiciones extremas de temperatura y humedad. Sin embargo, en este caso estos factores no resultan tan restrictivos como en el caso de los quilópodos, habiendo también taxones que ocupan zonas áridas (Armengol 1986). Algo similar ocurre con los isópodos, que también son altamente dependientes del grado de humedad, pero entre los que también se encuentran taxones que toleran condiciones de aridez y que aparecen ligados a hábitats abiertos (Voigtländer 2011). Otro factor clave para ambos grupos es la disponibilidad de alimento; Isopoda y Diplopoda son organismos detritívoros que se alimentan fundamentalmente de materia vegetal en descomposición, con lo que tienden a verse favorecidos por valores elevados de riqueza de plantas leñosas y de materia orgánica en el suelo (David et al. 1999; Paoletti & Hassall 1999; Quadros et al. 2014). Diversos estudios muestran un declive en la abundancia de estos grupos con el aumento de la intensificación en sistemas agrícolas o pastizales, así como con la simplificación de la estructura de la vegetación (Menta & Ramelli 2020).

Con todo esto cabría esperar mayores abundancias de estos grupos en áreas con bajo grado de presión antrópica. El hecho de que ambos grupos tiendan a asociarse en mayor medida a niveles intermedios de perturbación podría ser indicativo de que en estos sistemas se mantienen proporciones elevadas de remanentes de hábitats seminaturales que reúnen las condiciones adecuadas para estos grupos. Por otro lado, esta tendencia también podría indicar que se está produciendo un filtrado de taxones tolerantes a condiciones de aridez dentro de ambos grupos o incluso podría estar indicando la presencia de alguna especie no nativa.

Por otro lado, los colémbolos son un grupo de hexápodos muy sensible a perturbaciones antrópicas de origen mecánico, químico o perturbaciones que derivan en cambios en las condiciones de temperatura y humedad del suelo, todos factores esenciales en la regulación de sus densidades poblacionales (Bedano et al. 2006). Los mayores valores de abundancia registrados en áreas con un grado intermedio de presión antrópica podrían estar reflejando que estas áreas, a pesar de estar bajo niveles significativos de influencia humana, no son zonas altamente perturbadas.

Al contrario que los colémbolos, ampliamente utilizados en este contexto (Menta & Ramelli 2020), los Embioptera son un grupo muy poco estudiado en trabajos dirigidos a analizar el efecto de los cambios del uso del suelo sobre las comunidades de artrópodos edáficos. Los embiópteros habitan en el interior de redes de galerías de seda que construyen entre la hojarasca, bajo piedras, etc., alimentándose fundamentalmente de materia vegetal en descomposición y desempeñando un importante papel en la fragmentación, descomposición y reciclado de nutrientes (Gonçalves et al. 2021). Dentro del amplio desconocimiento en lo relativo a la ecología de este grupo, no existe consenso en relación con la respuesta de los embiópteros a los cambios en el uso del suelo. Hay estudios que muestran que los embiópteros están ligados en mayor medida a zonas poco perturbadas y altamente naturalizadas (Domínguez-Haydar et al. 2019), mientras que en otros se han detectado mayores densidades en zonas con niveles altos de perturbación (Santorufó et al. 2012). En nuestro caso fueron las zonas con niveles medios y altos de presión antrópica las que albergaron un mayor número de embiópteros. De forma similar, los Psocodea, asociados mayoritariamente a áreas de presión

intermedia, también son tolerantes a condiciones de aridez, pudiendo verse favorecidos en zonas cultivadas e incluso en zonas con altas proporciones de suelo desnudo (Menta et al. 2020).

Los coleópteros por su parte han sido ampliamente utilizados como indicadores, dada su rápida respuesta a la fragmentación del hábitat, el pastoreo, o la tala, y representan el orden más diverso de animales que existe, diversidad que se traduce en una amplia variedad de requerimientos ecológicos (Menta & Ramelli 2020). De forma similar, Diptera e Hymenoptera constituyen también grupos hiperdiversos de insectos, ampliamente distribuidos, de gran movilidad y en los que se encuentra representada una amplia diversidad de gremios tróficos y grupos funcionales (Menta & Ramelli 2020). Tanto los coleópteros como los dípteros y los himenópteros alcanzaron mayores densidades en paisajes con niveles intermedios de presión antrópica, áreas con un mayor grado de heterogeneidad que pueden ofrecer una mayor diversidad de hábitats y de recursos en el espacio y en el tiempo y, por tanto, albergar una mayor abundancia de estos grupos.

Otro de los grupos importantes en términos de diversidad son los hemípteros, que no solo son diversos desde el punto de vista taxonómico, sino que también exhiben una considerable variedad en términos de morfología, biología y hábitos alimenticios (Triplehorn & Thompson 2005; Gonçalves et al. 2021). El hecho de que este grupo alcance mayores abundancias en zonas de alta y media presión concuerda con lo encontrado en trabajos previos en los que se ha visto que hábitats más abiertos, dominados por vegetación herbácea y en los que hay disponibilidad de flores pueden albergar mayores abundancias de este grupo en ciertos momentos del año (Rosas-Ramos et al. 2022a). Un patrón muy similar al de los hemípteros es el encontrado en los Thysanoptera, insectos mayoritariamente fitófagos (flores, frutos tallos), pero entre los que también se encuentran especies fungívoras, omnívoras y depredadoras (Gonçalves et al. 2021) y en los Zygentoma, insectos detritívoros, ubicuos y tolerantes a condiciones de aridez. En el caso concreto de los Zygentoma, los resultados obtenidos resultan de especial interés, ya que es poco lo que se conoce acerca de la respuesta de estos insectos a factores ecológicos como los cambios en el uso del suelo y, en los pocos estudios en los que se incluye este grupo, no se observan respuestas a factores como la intensidad de manejo agrícola, y únicamente se

obtienen efectos positivos de factores como la temperatura (Cotes et al. 2010; Gkisakis et al. 2016).

Entre las limitaciones del estudio debe considerarse, por una parte, que el empleo únicamente de trampas de caída restringe la captura a grupos de artrópodos ligados al suelo. Por otro lado, y especialmente en el caso de los grupos hiperdiversos, la diversidad de gremios tróficos y el empleo de un único tipo de trampas podría infraponderar algunos gremios frente a otros, y ello, combinado con la utilización de niveles taxonómicos de baja resolución, llevaría en algunos casos a generalizar para el grupo completo respuestas que afectan a un número limitado de gremios.

A pesar de estas posibles limitaciones y aunque los factores potencialmente condicionantes para la presencia de los diferentes grupos de artrópodos evaluados son variados, la mayor parte de ellos respondieron al grado de presión antrópica en el paisaje y mostraron preferencia por niveles intermedios de perturbación, lo cual concuerda con estudios previos realizados en el archipiélago (Cursach et al. 2020). El grado de presión antrópica en este estudio viene definido por el porcentaje de áreas cultivadas y de zonas urbanas en el paisaje. La expansión de las áreas urbanas y, en mayor medida, la intensificación y la expansión de la agricultura, con la consiguiente degradación, fragmentación y pérdida de hábitats naturales y seminaturales, son considerados como los principales factores causantes de la pérdida global de biodiversidad a la que estamos asistiendo en la actualidad (Clark & Samways 1997; Harvey et al. 2020; Kawahara et al. 2021).

Sin embargo, no todas las formas de agricultura conducen a esta simplificación de la biodiversidad. La tendencia de los paisajes agrícolas tradicionales a mantener remanentes de vegetación natural o seminatural y una alta heterogeneidad de coberturas, así como parcelas de cultivo de pequeño tamaño y prácticas de manejo en general sostenibles, hace que estos agroecosistemas conserven elevados niveles de biodiversidad (Altieri 2004; Altieri & Nicholls 2004; Fischer et al. 2012) y que muchos grupos de artrópodos se vean beneficiados dentro de estos sistemas (Rosas-Ramos et al. 2019, 2020b).

El paisaje agrícola en el área de estudio en Menorca se caracteriza precisamente por la presencia de parcelas de pequeño tamaño, separadas por muros de piedra y entre las que se mantiene en general

una alta proporción de remanentes de hábitats no cultivados (ver Tschardt et al. 2021), que proporcionan una amplia variedad de recursos de nidificación, refugio e hibernación, fuentes alternativas de polen y néctar o variedad de hospedadores y presas, lo cual hace que mantengan elevados niveles de biodiversidad (Boller et al. 2004; Rusch et al. 2010; Tschumi et al. 2016; Campbell et al. 2017; Garratt et al. 2017; Lefebvre et al. 2017; Rundlöf et al. 2018; Rosas-Ramos et al. 2019, 2022b).

Desafortunadamente, a pesar de su valor en el mantenimiento de la biodiversidad, muchos de estos sistemas agrícolas tradicionales están siendo abandonados o bien transformados a estrategias de uso del suelo más intensivas, que proporcionan una mayor rentabilidad desde el punto de vista económico (Bignal & McCracken 2000; González-Bernaldez 1991; Atauri & de Lucio 2001; Petanidou & Lamborn 2005; Nielsen et al. 2011; Ponti et al. 2016). Sin embargo, el mantenimiento de los sistemas tradicionales debería constituir una prioridad a la hora de amortiguar la pérdida de biodiversidad, ya que son sistemas de elevado valor natural que brindan algunas de las mejores oportunidades que todavía quedan en lo relativo a la conservación (Fischer et al. 2012; Strohbach et al. 2015). Nuestros resultados apoyan y ponen de manifiesto la importancia de conservar estas actividades agrícolas tradicionales, que permiten mantener altos niveles de heterogeneidad paisajística y albergar, en general, comunidades diversas de artrópodos.

## **Agradecimientos**

La realización de este estudio ha sido posible gracias a la beca «Efecto de la expansión agrícola y la urbanización sobre las comunidades de arañas y coleópteros del suelo», concedida por el Institut Menorquí d'Estudis (Ayudas a la Investigación 2021), del Consell Insular de Menorca, a la primera autora (Natalia Rosas-Ramos). Queremos agradecer a Irene Romero Asensio, Avelino Gaitero Benito y Juan Cartón Pérez su colaboración en el procesado de las muestras. Gracias también a Félix de Pablo Pons, a José María Sánchez González y a todo el personal del Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera, así como al Dr. Valentín Pérez-Mellado, por la ayuda y las facilidades prestadas. Por último, nuestro agradecimiento a la

Conselleria de Medi Ambient i Territori por concedernos los permisos necesarios para llevar a cabo este trabajo.

## Referencias bibliográficas

- Abensperg-Traun, M. & Smith, G. T. 1999. «How small is too small for small animals? Four terrestrial arthropod species in different-sized remnant woodlands in agricultural Western Australia». *Biodiversity & Conservation* 8: 709-726.
- Altieri, M.A. 2004. «Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture». *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 35-42.
- Altieri, M.A. & Nicholls, C.I. 2004. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Haworth Press, New York.
- Alves, C., Vieira, C., Almeida, R. & Hespanhol, H. 2016. «Genera as surrogates of bryophyte species richness and composition». *Ecological Indicators* 63: 82-88.
- Armengol, J. 1986. *Història Natural dels Països Catalans*. Vol 9. Artròpodes I. Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona
- Atauri, J.A. & de Lucio, J. V. 2001. «The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes». *Landscape Ecology* 16: 147-159.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. «Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services». *Ecology letters* 9(10): 1146-1156.
- Bedano, J. C., Cantú, M. P. & Doucet, M. E. 2006. «Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina) ». *European journal of soil biology* 42(2): 107-119.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. C., 2005. «The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis». *Journal of applied ecology* 42(2): 261-269.
- Bignal, E.M. & McCracken, D.I. 2000. «The nature conservation value of European traditional farming systems». *Environmental Reviews* 8: 149-171.
- Birkhofer, K., Gossner, M. M., Diekötter, T., Drees, C., Ferlian, O., Maraun, M., Scheu, S., Weisser, W.W., Wolters, V., Wurst, S., Zaitsev, A.S. & Smith, H. G. 2017. «Land-use type and intensity differentially filter traits in

- above-and below-ground arthropod communities». *Journal of Animal Ecology* 86(3): 511–520.
- Bogya, S. & Markó, V. 1999. «Effect of pest management systems on ground-dwelling spider assemblages in an apple orchard in Hungary». *Agriculture, ecosystems & environment* 73(1): 7–18.
- Boller, E.F., Häni, F. & Poehling, H.-M. 2004. *Ecological infrastructures: ideabook on functional biodiversity at the farm level*, 1st edition. Swiss Centre for Agricultural Extension and Rural Development (LBL), Switzerland.
- Bommarco, R. 1998. «Reproduction and energy reserves of a predatory carabid beetle relative to agroecosystem complexity». *Ecological applications* 8(3): 846–853.
- Campbell, A.J., Wilby, A., Sutton, P. & Wäckers, F.L. 2017. «Do sown flower strips boost wild pollinator abundance and pollination services in a spring-flowering crop? A case study from UK cider apple orchards». *Agriculture, ecosystems & environment* 239: 20–29.
- Cardoso, P. 2012. «Habitats Directive species lists: urgent need of revision». *Insect Conservation and Diversity* 5(2): 169–174.
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C.S., Gaigher, R., Habel, J.C., Hallmann, C.A., Hill, M.J., Hochkirch, A., Kwak, M.L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A.B., Pedraza, F., Pryke, J.S., Roque, F.O., Settele, J., Simaika, J.P., Stork, N.E., Suhling, F., Vorster, C. & Samways, M. J. 2020. «Scientists' warning to humanity on insect extinctions». *Biological Conservation* 242 (108426): 1–12.
- Cartagena, M.C. 2002. «Medida del estado de conservación de los ecosistemas insulares a través de la utilización de los coléopteros tenebriónidos (Coleoptera, Tenebrionidae)». *Boletín Asociación española de Entomología* 26 (1-2): 177–192.
- Clark, T. E. & Samways, M. J. 1997. «Sampling arthropod diversity for urban ecological landscaping in a species-rich southern hemisphere botanic garden». *Journal of Insect Conservation* 1: 221–234.
- Connell, J. H. 1978. «Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs». *Science* 199: 1302–1310.
- Consell Insular de Menorca. 2021. Menorca Reserva de Biosfera. [WWW Document]. URL <http://www.biosferamenorca.org/portal.aspx> (Acceso el 15/07/2021).
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F., García, P. A. & Ruano, F. 2010. «Comparing taxonomic levels of epigeal insects under different farming systems in Andalusian olive agroecosystems». *Applied Soil Ecology* 44(3): 228–236.

- Cursach, J., Rita, J., Gomez-Martinez, C., Cardona, C., Capó, M. & Lazaro, A. 2020. «The role of landscape composition and heterogeneity on the taxonomical and functional diversity of Mediterranean plant communities in agricultural landscapes». *Plos one* 15(9): e0238222.
- David, J. F., Devernay, S., Loucougaray, G. & Floc'h, E. L. 1999. «Belowground biodiversity in a Mediterranean landscape: relationships between saprophagous macroarthropod communities and vegetation structure». *Biodiversity & Conservation* 8: 753-767.
- de Oliveira Jr, S. S., Ortega, J. C., dos Santos Ribas, L. G., Lopes, V. G. & Bini, L. M. 2020. «Higher taxa are sufficient to represent biodiversity patterns». *Ecological Indicators* 111 (105994): 1-9.
- de Paz, V., Asís, J. D., Holzschuh, A. & Baños-Picón, L. 2023. «Effects of Traditional Orchard Abandonment and Landscape Context on the Beneficial Arthropod Community in a Mediterranean Agroecosystem». *Insects* 14(3): 277.
- de Paz, V., Tobajas, E., Rosas-Ramos, N., Tormos, J., Asís, J. D. & Baños-Picón, L. 2022. «Effect of Organic Farming and Agricultural Abandonment on Beneficial Arthropod Communities Associated with Olive Groves in Western Spain: Implications for *Bactrocera oleae* Management». *Insects* 13(1): 48.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V. & Birkhofer, K. 2010. «Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat». *Agriculture, ecosystems & environment* 137(1-2): 108-112.
- Domínguez-Haydar, Y., Velásquez, E., Carmona, J., Lavelle, P., Chavez, L. F. & Jiménez, J. J. 2019. «Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators». *Ecological Indicators* 103: 182-193.
- Dominik, C., Seppelt, R., Horgan, F. G., Settele, J. & Václavík, T. 2018. «Landscape composition, configuration, and trophic interactions shape arthropod communities in rice agroecosystems». *Journal of applied ecology* 55(5): 2461-2472.
- Eisenhauer, N., Bonn, A. & Guerra, C. A. 2019. «Recognizing the quiet extinction of invertebrates». *Nature communications* 10(1): 1-3.
- Fattorini, S. 2006. «Biogeography and conservation of endemic tenebrionid beetles (Coleoptera: Tenebrionidae) on east Mediterranean islands». *Vie et Milieu / Life & Environment, Observatoire Océanologique - Laboratoire Arago*, 231-241.

- Fattorini, S. 2011. «Insect extinction by urbanization: a long term study in Rome». *Biological Conservation* 144(1): 370–375.
- Fischer, J., Hartel, T. & Kuemmerle, T. 2012. «Conservation policy in traditional farming landscapes». *Conservation letters*, 5(3), 167–175.
- Garratt, M. P. D., Senapathi, D., Coston, D.J., Mortimer, S. R. & Potts, S.G. 2017. «The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247: 363–370.
- Gkisakis, V., Volakakis, N., Kollaros, D., Bärberi, P. & Kabourakis, E. M. 2016. «Soil arthropod community in the olive agroecosystem: Determined by environment and farming practices in different management systems and agroecological zones». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 218: 178–189.
- Gonçalves, F., Carlos, C., Crespo, L., Zina, V., Oliveira, A., Salvação, J., Pereira, J. A. & Torres, L. 2021. «Soil Arthropods in the Douro demarcated region vineyards: general characteristics and ecosystem services provided». *Sustainability* 13(14): 7837.
- González, E., Salvo, A. & Valladares, G. 2017. «Arthropod communities and biological control in soybean fields: Forest cover at landscape scale is more influential than forest proximity». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239: 359–367.
- González-Bernaldez, F. 1991. «Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain». *Options Méditerranéennes* 15: 23–29.
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R. & Kremen, C. 2007. «Bee foraging ranges and their relationship to body size». *Oecologia* 153: 589–596.
- Grime, J.P. 1973. «Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation». *Nature* 242: 344–347.
- Harvey, J. A., Heinen, R., Armbrrecht, I., Basset, Y., Baxter-Gilbert, J. H., Bezemer, T. M., Böhm, M., Bommarco, R., Borges, P. A.V., Cardoso, P., Clausnitzer, V., Cornelisse, T., Crone, E. E., Dicke, M., Dijkstra, K. D. B., Dyer, L., Ellers, J., Fartmann, T., Forister, M. L., Furlong, M. J., Garcia-Aguayo, A., Gerlach, J., Gols, R., Goulson, D., Habel, J. C., Haddad, N. M., Hallmann, C. A., Henriques, S., Herberstein, M. E., Hochkirch, A., Hughes, A. C., Jepsen, S., Jones, T. H., Kaydan, B. M., Kleijn, D., Klein, A. M., Latty, T., Leather, S. R., Lewis, S. M., Lister, B. C., Losey, J. E., Lowe, E. C., Macadam, C. R., Montoya-Lerma, J., Nagano, C. D., Ogan, S., Orr, M. C., Painting, C. J., Pham, T. H., Potts, S. G., Rauf, A., Roslin, T.

- L., Samways, M. J., Sanchez-Bayo, F., Sar, S. A., Schultz, C. B., Soares, A. O., Thancharoen, A., Tscharnkte, T., Tylanakis, J. M., Umbers, K. D. L., Vet, L. E. M., Visser, M. E., Vujic, A., Wagner, D. L., WallisDeVries, M. F., Westphal, C., White, T. E., Wilkins, V. L., Williams, P. H., Wyckhuys, K. A. G., Zhu, Z. R. & de Kroon, H. 2020. «International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery». *Nature Ecology & Evolution* 4(2): 174-176.
- Hewitt, G. M. 2011. Mediterranean Peninsulas: the evolution of hotspots. In Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 123-147.
- Holzschuh, A., Steffan Dewenter, I. & Tscharnkte, T. 2010. «How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids?» *Journal of Animal Ecology* 79(2): 491-500.
- IDE Menorca. Intraestructura de dades espacials. 2022. [WWW Document]. URL <https://cartografia.cime.es/ca/Inici> (Acceso el 17/01/2022)
- Kawahara, A. Y., Reeves, L. E., Barber, J. R. & Black, S. H. 2021. «Opinion: Eight simple actions that individuals can take to save insects from global declines». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(2): 1-6.
- Kovács-Hostyánszki, A., Földesi, R., Mózes, E., Szirák, Á., Fischer, J., Hanspach, J. & Báldi, A. 2016. «Conservation of pollinators in traditional agricultural landscapes—new challenges in Transylvania (Romania) posed by EU accession and recommendations for future research». *PLoS One* 11(6): 1-20.
- Krämer, B., Poniatowski, D. & Fartmann, T. 2012. «Effects of landscape and habitat quality on butterfly communities in pre-alpine calcareous grasslands». *Biological Conservation* 152: 253-261.
- Landeiro, V. L., Bini, L. M., Costa, F. R. C., Franklin, E., Nogueira, A., De Souza, J. L. P., Moraes, J. & Magnusson, W. E. 2012. «How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region». *Ecological Indicators* 23: 366-373.
- Lefebvre, M., Papaïx, J., Mollot, G., Deschodt, P., Lavigne, C., Ricard, J. M., Mandrin, J. F. & Franck, P. 2017. «Bayesian inferences of arthropod movements between hedgerows and orchards». *Basic and Applied Ecology* 21: 76-84.
- Mammola, S., Riccardi, N., Prié, V., Correia, R., Cardoso, P., Lopes-Lima, M. & Sousa, R. 2020. «Towards a taxonomically unbiased European

- Union biodiversity strategy for 2030». *Proceedings of the Royal Society B* 287(1940): 20202166.
- Menta, C. & Remelli, S. 2020. «Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation». *Insects* 11(1): 54.
- Menta, C., Conti, F. D., Lozano Fondón, C., Staffilani, F. & Remelli, S. 2020. «Soil arthropod responses in agroecosystem: Implications of different management and cropping systems». *Agronomy* 10(7): 982.
- Miyashita, T., Takada, M. & Shimazaki, A. 2004. «Indirect effects of herbivory by deer reduce abundance and species richness of web spiders». *Ecoscience* 11(1): 74-79.
- Molina, G. A., Poggio, S. L. & Ghersa, C. M. 2014. «Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 192: 135-143.
- Molina, G. A. R., Poggio, S. L. & Ghersa, C. M. 2016. «Structural complexity of arthropod guilds is affected by the agricultural landscape heterogeneity generated by fencerows». *Annals of Applied Biology* 168(2): 173-184.
- Münsch, T., Helbing, F. & Fartmann, T. 2019. «Habitat quality determines patch occupancy of two specialist Lepidoptera species in well-connected grasslands». *Journal of Insect Conservation* 23: 247-258.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. & Kent, J. 2000. «Biodiversity hotspots for conservation priorities». *Nature* 403(6772): 853-858.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B. E., Vaitis, M., Woyciechowski, M., Bazos, I., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Kunin, W. E., Tscheulin, T., Lamborn, E. & Petanidou, T. 2011. «Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques». *Ecological Research* 26: 969-983.
- O'Connell, D. M., Lee, W. G., Monks, A. & Dickinson, K. J. M. 2010. «Does microhabitat structure affect foliar mite assemblages?» *Ecological Entomology* 35: 317-328.
- Paoletti, M. G. & Hassall, M. 1999. «Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74(1-3): 157-165.
- Petanidou, T. & Lamborn, E. 2005. «A land for flowers and bees: studying pollination ecology in Mediterranean communities». *Plant Biosystems* 139: 279-294.

- Plieninger, T., Höchtl, F. & Spek, T. 2006. «Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes». *Environmental science & policy* 9(4): 317–321.
- Polis, G. A., McReynolds, C. N. & Ford, R. G. 1985. «Home range geometry of the desert scorpion *Paruroctonus mesaensis*». *Oecologia* 67: 273–277.
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & Fartmann, T. 2018. «Patch occupancy of grassland specialists: habitat quality matters more than habitat connectivity». *Biological Conservation* 225: 237–244.
- Pons, G. X. & Palmer, M. 1996. «Fauna endèmica de les illes Balears». *Institut d'Estudis Baleàrics*.
- Ponti, L., Gutierrez, A. P. & Altieri, M. A. 2016. Preserving the Mediterranean diet through holistic strategies for the conservation of traditional farming systems, in: *Biocultural Diversity in Europe*. pp. 453–469.
- Quadros, A. F., Zimmer, M., Araujo, P. B. & Kray, J. G. 2014. «Litter traits and palatability to detritivores: a case study across bio-geographical boundaries». *Nauplius* 22: 103–111.
- Rey Benayas, J. M., Martins, A., Nicolau, J. M. & Schulz, J. J. 2007. «Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences». *CABI Reviews* 14–pp.
- Rosas-Ramos, N., Asís, J. D., Goula, M., Ballester-Torres, I. & Baños-Picón, L. 2022a. «Linear Landscape Elements and Heteropteran Assemblages within Mediterranean Vineyard Agroecosystems». *Sustainability* 14(19): 12435.
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J. & Asís, J. D. 2018. «Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265: 244–253.
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tormos, J. & Asís, J. D. 2020a. «Farming system shapes traits and composition of spider assemblages in Mediterranean cherry orchards». *PeerJ* 8: e8856.
- Rosas Ramos, N., Baños Picón, L., Tormos, J. & Asís, J. D. 2019. «The complementarity between ecological infrastructure types benefits natural enemies and pollinators in a Mediterranean vineyard agroecosystem». *Annals of Applied Biology* 175(2): 193–201.
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picon, L., Tormos, J. & Asís, J. D. 2020b. «Natural enemies and pollinators in traditional cherry orchards: Functionally important taxa respond differently to farming system». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 295: 106920.

- Rosas-Ramos, N., Asís, J.D., Tobajas, E., de Paz, V. & Baños-Picón, L. 2022b. «Disentangling the Benefits of Organic Farming for Beetle Communities (Insecta: Coleoptera) in Traditional Fruit Orchards». *Agriculture* 12: 243.
- Rounsevell, M. D., Harfoot, M., Harrison, P. A., Newbold, T., Gregory, R. D. & Mace, G. M. 2020. «A biodiversity target based on species extinctions». *Science* 368(6496): 1193–1195.
- Rundlöf, M., Lundin, O. & Bommarco, R. 2018. «Annual flower strips support pollinators and potentially enhance red clover seed yield». *Ecology and Evolution* 8(16): 7974–7985.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P. & Roger-Estrade, J. 2010. Biological control of insect pests in agroecosystems: effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: a review. In Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 219–259.
- Samways, M. J., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. J., Hochkirch, A., Kaila, L., Kwak, M. L., Maes, D., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N. E., Suhling, F., Vorster, C. & Cardoso, P. 2020. «Solutions for humanity on how to conserve insects». *Biological Conservation* 242 (108427): 1–15.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Ribera, I., Velasco, J. & Millán, A. 2005. «Estado de amenaza de *Ochthebius montesi* (Coleoptera, Hydraenidae), un coleóptero acuático muy raro endémico del Sur de la Península Ibérica». *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 36: 15–19.
- Santorufu, L., Van Gestel, C. A., Rocco, A. & Maisto, G. 2012. «Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality». *Environmental pollution* 161: 57–63.
- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wöllauer, S. & Weisser, W. W. 2019. «Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers». *Nature* 574(7780): 671–674.
- Strohbach, M. W., Kohler, M. L., Dauber, J. & Klimek, S. 2015. «High nature value farming: from indication to conservation». *Ecological Indicators* 57: 557–563.
- Tripplehorn, C. A. & Johnson, N. F. 2005. *Borror and DeLong's introduction to the study of insects*. Thomson Brooks/Cole, Belmont, California.

- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C. & Batáry, P. 2021. «Beyond organic farming—harnessing biodiversity-friendly landscapes». *Trends in Ecology & Evolution* 36(10): 919–930.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005a. «Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management». *Ecology letters* 8(8): 857–874.
- Tscharntke, T., Rand, T. A. & Bianchi, F. J. 2005b. «The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop–noncrop interface». *Annales Zoologici Fennici* 42(4): 421–432.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M. H. & Jacot, K. 2016. «Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220: 97–103.
- van Doorn, A. M. & Elbersen, B. S. 2012. *Implementation of high nature value farmland in agri-environmental policies: what can be learned from other EU member states?* Alterra, Wageningen-UR.
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J. M. & Baudry, J. 2013. «The cropping systems mosaic: how does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations?» *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166: 3–14.
- Villaseñor, J. L., Ibarra-Manríquez, G., Meave, J.A. & Ortiz, E. 2005. «Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country». *Conservation Biology* 19: 232–238.
- Voigtländer, K. 2011. «Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany)». *International Journal of Myriapodology* 6: 61–83.
- Williams, N. M., Crone, E. E., Roulston, T. H., Minckley, R. L., Packer, L. & Potts, S. G. 2010. «Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances». *Biological Conservation* 143: 2280–2291.

