



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1188

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Variaciones en la composición de la mesofauna edáfica en entornos forestales periurbanos

RODRÍGUEZ-PAJARES, C. (1), MUÑOZ-ADALIA, E.J. (1) y FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, M., M. (1)

(1) Departamento de Ciencias Agroforestales, área de Zoología; iuFOR. Universidad de Valladolid.

Resumen

El uso de bioindicadores es una herramienta útil en el seguimiento y conservación de los suelos, siendo los artrópodos edáficos un elemento bioindicador al alza. Se analizó la composición de la comunidad de artrópodos edáficos en tres ambientes forestales periurbanos (pastizal secundario, matorral y bosque joven de *Quercus* spp.) ubicados en Palencia (norte de España). Para ello se caracterizó el suelo (12 muestras/parcela) y se tomaron variables de masa para definir cada biotopo, junto con 3 muestras/parcela que se incubaron en embudos Berlese-Tüllgren para analizar la mesofauna. Se calculó el índice de calidad de suelos QBS-ar y se caracterizó la comunidad de microartrópodos en términos de diversidad, equitatividad, dominancia y especificidad-fidelidad. La variación de los parámetros ecológicos y de calidad del suelo frente a las variables del hábitat fueron analizadas mediante modelización (GLM) y análisis multivariante. Los resultados mostraron calidad de suelo y diversidad similares entre los tres biotipos, sin embargo, la equitatividad resultó significativamente más elevada en el matorral, siendo mayor cuanto más elevado era el sotobosque. Este trabajo señala la importancia del matorral en ambientes mediterráneos como elemento estabilizador de la mesofauna edáfica.

Palabras clave

QBS-ar, Acari, Collembola, bioindicadores edáficos, ecología de comunidades.

1. Introducción

Los servicios ecosistémicos y la pérdida de biodiversidad debido al cambio climático, la degradación de los hábitats o la sobreexplotación del suelo, se están convirtiendo en una preocupación social de primer orden. Así, los beneficios directos e indirectos de los ecosistemas son cada vez más relevantes en la gestión de los recursos naturales, tanto en zonas rurales como urbanas (SOLASCASAS, 2022). A pesar de que se estima que una cuarta parte de las especies del planeta viven en el suelo, no han recibido mucha atención a escala global porque la mayor parte de la biota del suelo (NIELSEN, 2019) es prácticamente invisible al ojo humano y es difícil de identificar y cuantificar (JEFFERY, 2010; HAVLICEK, 2012; GEORGE et al., 2017). La biota del suelo es responsable de la descomposición de la materia orgánica, de la bioasimilación de contaminantes, así como reservorio de nutrientes para la agricultura. Además, se sabe que los suelos que conservan una alta biodiversidad muestran una mayor resiliencia frente a las perturbaciones



(NIELSEN, 2019; MENTA & REMELLI, 2020).

Los métodos que utilizan comunidades animales como bioindicadores están adquiriendo relevancia en la determinación de la calidad del suelo (PARISI et al., 2005). Los cambios en factores físico-químicos y biológicos como la temperatura, la luz, el pH del suelo, la textura del suelo o la biota pueden impactar significativamente en la estabilidad de los organismos bioindicadores, ya que pueden afectar a su fisiología o morfología, reduciendo su capacidad de adaptación (SPILLER et al., 2018). Los suelos agrícolas y forestales degradados presentan alteraciones químicas, físicas y biológicas. LIU (2013) afirma que las comunidades de artrópodos se ven afectadas directa o indirectamente (HEDĚNEC et al., 2022) por circunstancias espacio-temporales (DOBLAS-MIRANDA et al., 2009), lo que las convierte en un sistema muy dinámico y vulnerable.

El índice QBS-ar (MENTA et al., 2018a, b) caracteriza la calidad del suelo atendiendo a la diversidad de microartrópodos presentes en él según su capacidad de adaptación frente a perturbaciones. Como ya se ha mencionado, si las características físico-químicas del medio edáfico cambian drásticamente, puede producirse una disminución de la comunidad biológica por falta de adaptación. Uno de los puntos más interesantes de estas variaciones espacio-temporales consiste en la existencia de microhábitats, es decir, pequeños rincones con condiciones especiales, que difieren de las condiciones generales de la zona. Algunos organismos están necesariamente ligados a estas zonas (MENTA & REMELLI, 2020) debido a los recursos o protección (frente a depredadores o condiciones climáticas adversas) que proporcionan, contribuyendo a ser focos de biodiversidad dentro de un ecosistema más amplio.

En España, la desertificación causada por sequías prolongadas está generando un impacto cada vez mayor y las predicciones climáticas muestran un incremento de los periodos secos a medio plazo (FAO & PLAN BLEU, 2018), lo que afecta directamente al medio edáfico y a la población de invertebrados. De ahí que sea urgente cuantificar el efecto de las sequías más recurrentes en los bosques mediterráneos

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio ha sido evaluar cómo los microartrópodos del suelo podrían ser utilizados como bioindicadores de las condiciones del suelo en áreas agroforestales mediterráneas con elevado uso antrópico (en concreto, una zona periurbana). Así pues, en este estudio, se buscó caracterizar la comunidad de microartrópodos como indicadora de la calidad del suelo en tres biotopos diferentes [pastizal secundario, matorral y bosque joven de robles mediterráneos (*Quercus* spp.)], así como en términos de diversidad taxonómica, e investigar cómo varían los indicadores ecológicos y de calidad del suelo en relación con las características de cada biotopo.

3. Metodología

Lugar de estudio

El área de estudio se localizó en el bosque Monte el Viejo en Palencia (Norte de España; coordenadas UTM 30N: X: 370265, Y: 4646195), que cubre alrededor de 1500 ha en un páramo a 865 m.s.n.m. Se trata de un bosque mediterráneo de robles (i.e. encinar-quejigar de *Quercus ilex* L. y *Quercus faginea* Lam.) (Figura 1). La zona se ha transformado progresivamente de bosque a pastizales (pastoreo de ovejas) y tierras de cultivo de cereales. Más recientemente, algunas zonas de alta pendiente, improproductivas para el cultivo debido a la erosión del suelo, se reforestaron con *Pinus* spp. y *Cupressus* spp. siendo el encinar-quejigar objeto remanente de una gestión relativamente intensa (producción de leñas) hasta finales de la década de 1960 (ALARIO et al., 1981; ZORRAQUINO, 2015). Actualmente, esta zona alberga principalmente actividades recreativas (senderismo, cicloturismo u observación de aves) ya que se encuentra a unos 6 km de la ciudad de Palencia. En consecuencia, la zona cuenta con intervenciones selvícolas encaminadas a reducir la incidencia de incendios forestales, así como a mantener un estado irregular de las masas (selvicultura paisajística). Este bosque está formado principalmente por rodales de ambas especies de roble (*Q. ilex* y *Q. faginea*) con manchas de sotobosque mediterráneo.

El clima local se caracteriza por una intensa sequía estival (73 mm de media) e inviernos fríos con escasas precipitaciones (134 mm de media), la temperatura media anual es de 11,1 °C y la precipitación media anual es de 471 mm aproximadamente (<http://agroclimap.aemet.es/#>).

Selección de parcelas

El muestreo se realizó en abril de 2023. La metodología de selección de cada muestra de suelo siguió un enfoque de muestreo sistemático (por puntos) de forma que cada parcela seleccionada (tamaño 40x20 m² con 3 puntos en línea recta separados 10 m entre sí) cumpliera los siguientes criterios propuestos por MENTA et al. (2018a): (i) tomar al menos 3 réplicas de cada parcela de muestreo, (ii) mantener >10 m de cualquier construcción humana, y (iii), mantener ≥10 m entre puntos de muestreo para registrar la heterogeneidad del suelo. Se recogieron muestras de suelo para la identificación de microartrópodos (1 muestra perturbada/punto; 3 muestras/parcela: 9 en total) y para la caracterización del suelo (3 no perturbadas y 1 perturbada/punto; 36 muestras en total). Las parcelas muestreadas se seleccionaron en tres biotopos: (I) pastizal secundario en tierras de cultivo abandonadas que con el tiempo han sido colonizadas espontáneamente por la comunidad herbácea; (II) comunidad arbustiva (principalmente *Thymus* spp., *Salvia* spp., *Salvia rosmarinus* Spenn. y *Cistus laurifolius* L.) en una ladera que se encuentra a medio camino entre el estrato herbáceo de la parte inferior de la pendiente y un encinar más asentado a mayor altitud; y (III) un bosque joven dominado por *Q. faginea*, con presencia de rebrote y escaso sotobosque.



Las parcelas de muestreo (referenciadas en adelante según los códigos mostrados en la Tabla 1) se caracterizaron inicialmente evaluando las siguientes variables geográficas y topográficas mediante QGIS (<https://qgis.org>): coordenadas del punto (ETRS89 UTM 30N); A: altitud mediante un Modelo Digital del Terreno (<https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp#>); S: pendiente; y O: orientación respecto al norte del punto de muestreo. Además, también se midieron cinco variables del rodal en cada parcela de muestreo: la fracción de cubierta de copas (Fcc) estimada con la capa de cobertura LiDAR más reciente (2019), D: el diámetro normal medio de los 5 árboles más cercanos a cada punto de muestreo medido con una forcípula; H: la altura media de los 5 árboles más cercanos medida con un clinómetro Suunto PM-5/1520 PC (Suunto, Finlandia), Hs: la altura media de los 5 arbustos más cercanos, y porcentaje de cobertura herbácea viva (Hc) medida en unidades de 1 m² situadas aleatoriamente alrededor de los puntos de muestreo.

Tabla 1. Variables de estudio con sus correspondientes abreviaturas y unidades.

Variable	Abreviatura	Unidad	Variable	Abreviatura	Unidad
Pastizal	Matorral	Bosque	Gr	Sh	Fo
					-
					Pedregosidad superficial
					SuS
					%
Coordenada X	Coordenada Y	X	Y	-	Peso de hojarasca
					Lw
					g
Altitud	A	m.s.n.m.	Cobertura de hojarasca	Lc	%
Pendiente	S	%	Densidad aparente	Bd	g/cm ³
Orientación	O	-	Humedad	Hu	%

Tabla 1 (Cont.). Variables de estudio con sus correspondientes abreviaturas y unidades.

Variable	Abreviatura	Unidad	Variable	Abreviatura	Unidad
Pendiente	S	%	Densidad aparente	Bd	g/cm ³
Orientación	O	-	Humedad	Hu	%
Fracción de cubierta	Fcc	%	Pedregosidad del suelo	SoS	%
Diámetro normal medio de los 5 árboles más cercanos	D	cm	Textura	T	-
Altura media de los 5 árboles más cercanos	H	cm	Densidad real	Rd	g/cm ³
Altura media de los 5 matorrales más cercanos	Hs	cm	Porosidad	P	%
Cobertura herbácea	Hc	%	Materia orgánica	OM	%

Identificación taxonómica de los microartrópodos y cálculo del índice QBS-ar

La caracterización de los microartrópodos del suelo se realizó según PARISI et al. (2005) y MENTA et al. (2018a) con modificaciones menores. Las muestras de suelo (1 por punto de muestreo, 3 por parcela; 10 cm³ cada una) se tomaron con una pala pequeña tras eliminar la capa de hojarasca y se introdujeron por separado en bolsas de plástico etiquetadas y con cierre hermético. Las muestras se llevaron inmediatamente al laboratorio a temperatura ambiente y se transfirieron a dispositivos de extracción Berlese-Tüllgren donde se sometieron a fotoperiodo de luz natural y a calentamiento constante mediante lámparas infrarrojas incandescentes de 60 W (GiganTerra, Francia) colocadas a 30 cm por encima de cada muestra. Cada dispositivo Berlese-Tüllgren incluía una malla metálica rectangular de luz 2 mm y una bandeja de plástico (Figura 1). Los microartrópodos presentes de forma natural en el suelo migran a mayor profundidad a consecuencia de la desecación y el calentamiento cayendo en una solución conservante (2/3 de etanol 96% v/v y 1/3 de glicerol 99% v/v) hasta su identificación morfológica.

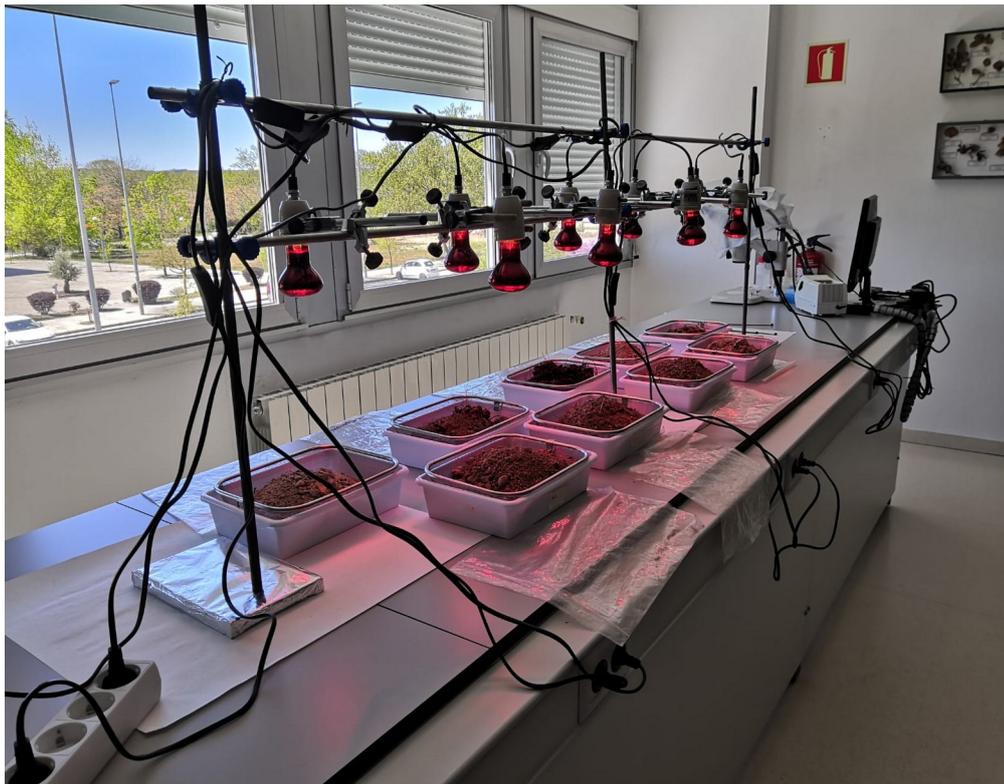


Figura 1. Dispositivos Berlese-Tüllgren usados en el estudio.

Tras 7 días de incubación de las muestras en los dispositivos Berlese-Tüllgren (Barrientos et al., 2004), se realizó la identificación taxonómica de los microartrópodos del suelo [tamaño corporal entre 0,1 y 2 mm, (NIELSEN, 2019)], que fueron transferidos a placas de Petri de 4,5 cm de diámetro para su observación bajo lupa binocular (MOTIC SMZ-168, 7,5-50x).



El índice de calidad del suelo QBS-ar de cada muestra se determinó en función de la presencia de grupos taxonómicos específicos, asignando a cada grupo una puntuación del índice ecomorfológico (EMI) que refleja su adaptación al medio edáfico (MANTONI et al., 2020). El QBS-ar de cada muestra se obtuvo sumando todos los valores EMI para cada muestra.

Análisis de la comunidad de microartrópodos del suelo

La abundancia absoluta se estimó tras la identificación de los microartrópodos. El número de grupos taxonómicos (es decir, la riqueza taxonómica; Sobs) por muestra, el índice de diversidad de Shannon (Hsw) y el índice de equitatividad de Pielou (Ep) se calcularon utilizando el paquete «vegan» (<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>) en el entorno de programación R (<https://www.R-project.org/>); todos estos índices se muestran en la Tabla 6. La dominancia de cada grupo taxonómico en cada parcela se determinó utilizando el índice de Camargo (CAMARGO, 1993), indicado en negrita en la Tabla 5. Paralelamente, se calculó el índice IndVal (DUFRENE & LEGENDRE, 1997) para detectar si algún grupo taxonómico desempeñaba un papel decisivo como indicador del biotopo muestreado. Este índice se calculó utilizando el paquete «indicspecies» (<https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/index.html>) en R con 999 permutaciones.

Caracterización edáfica

Se evaluaron las características físicas de cada suelo muestreado, tomándose en primer lugar, los parámetros superficiales *in situ* [pedregosidad superficial (SuS); peso de la hojarasca (Lw) en una superficie de 0,50x0,50 m, y cobertura de hojarasca (Lc) en la misma superficie].

Posteriormente, se llevaron al laboratorio, dos tipos de muestras de suelo: inalteradas y alteradas. Las primeras se extrajeron con un cilindro de Blake (5 cm de longitud y 4,75 cm de diámetro) de los 10 primeros cm del suelo, seleccionados al azar en torno al mismo punto de muestreo utilizado para la recogida de artrópodos del suelo (3 por punto de muestreo, es decir, 9 en total por parcela). Con estas muestras se calculó la densidad aparente (Bd) según BLAKE (1986), así como el contenido en agua del suelo (Hu) (MAPA, 1994).

Por otra parte, las muestras de suelo alterado (3/parcela) se tomaron en los primeros 10 cm de suelo utilizando una pala pequeña obteniendo los elementos gruesos, evitando la hojarasca. El suelo fino se obtuvo siguiendo el protocolo del MAPA (1994) para obtener la pedregosidad del suelo (SoS), así como la textura (T) según el procedimiento al tacto (USDA, 1999). También se calculó la densidad real (Rd) mediante picnómetros según el procedimiento descrito por BLAKE (1986). Además, la porosidad (P) se midió como el volumen de suelo ocupado por los poros por diferencia entre Bd y Rd. El contenido de materia orgánica (MO) se determinó según SCHULTE (1996).



Análisis de datos y modelización

Todas las variables categóricas procedentes de la caracterización de las parcelas se transformaron en binarias para desarrollar un análisis de componentes principales (PCA). El PCA se realizó utilizando los paquetes «FactoMineR» (<https://cran.r-project.org/web/packages/FactoMineR/index.html>) y «factoextra» (<https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/index.html>) en R para detectar tendencias que agruparan las parcelas de muestreo por gradientes ambientales. Se evaluó el porcentaje de variabilidad explicada por cada dimensión, así como la contribución relativa de cada variable en la variabilidad explicada de las dimensiones correspondientes.

El posible sesgo causado por el peso de cada muestra edáfica se evaluó computando un modelo lineal generalizado (GLM) en R considerando los indicadores Sobs, Hsw, Ep, y QBS-ar como variables respuesta en los GLMs correspondientes, siendo el peso de la muestra la variable explicativa. Las posibles variaciones en los indicadores ecológicos por biotopo (parcela) y factores ambientales previamente identificados por PCA (Hs, Fcc, y H) se evaluaron computando GLMs adicionales. Los factores ambientales se incluyeron en los modelos como variables explicativas aisladas, en combinación, así como la interacción siempre que mantuvieran un significado biológico.

Se ajustaron 84 modelos (21 por indicador) que se compararon entre sí y con un modelo nulo (un modelo simple en el que el indicador ecológico sólo se explicaba por la variabilidad procedente del factor parcela) mediante el criterio de información de Akaike (AIC) utilizando el paquete «AICcmodavg» (<https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/index.html>). El modelo final seleccionado para cada indicador fue el más parsimonioso (valor AIC más bajo). La calidad del ajuste del modelo seleccionado se evaluó con el paquete «DHARMA» (<https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/index.html>) y los valores predichos se visualizaron con el paquete «effects» (<https://cran.r-project.org/web/packages/effects/index.html>). Cuando un factor explicativo dio lugar a un efecto significativo, se realizó la prueba LSD Fisher utilizando el paquete «agricolae» (<https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/index.html>) como análisis post-hoc.

4. Resultados

Caracterización del suelo y de la parcela

Los biotopos muestreados mostraron diferencias notables en cuanto a las características del suelo y del rodal. En concreto, los estratos de vegetación leñosa se presentaban más desarrollados a medida que se pasaba de pastizal a matorral y

a bosque, de forma creciente. Sin embargo, ocurría lo contrario con los pastos: cuanto mayor era la cobertura de los estratos arbustivos y arbóreos, menor era su densidad. El estrato del sotobosque estaba más desarrollado en el matorral que en el bosque (Tabla 2), y a su vez, los árboles del matorral eran más jóvenes, como demuestran las variables diámetro y altura de los árboles.

Tabla 2. Resultados de la caracterización de las parcelas. Muestra: código asignado a cada muestra (Gr: pastizal, Sh: matorral, Fo: bosque); X/Y: coordenadas en sistema ETRS89 UTM 30N; A: altitud; O: orientación; S: pendiente; Fcc: cubierta de copas; D: diámetro medio normal de los 5 árboles más próximos; H: altura media de los 5 árboles más próximos; Hs: altura media de los 5 arbustos más próximos; Hc: cubierta herbácea viva.

Muestra	X	Y	A (m)	O	S (%)
Gr1	370446	4647717	816	Sureste	6,00
Gr2	370440	4647709	816	Sureste	6,73
Gr3	370433	4647702	816	Sureste	4,51
Sh1	370341	4647638	832	Sureste	32,00
Sh2	370334	4647630	833	Sureste	32,67
Sh3	370327	4647623	833	Sureste	31,21
Fo1	370535	4647691	818	Noreste	29,21
Fo2	370528	4647684	819	Noreste	25,68
Fo3	370522	4647676	819	Noreste	20,59

Tabla 2 (Cont.). Resultados de la caracterización de las parcelas. Muestra: código asignado a cada muestra (Gr: pastizal, Sh: matorral, Fo: bosque); X/Y: coordenadas en sistema ETRS89 UTM 30N; A: altitud; O: orientación; S: pendiente; Fcc: cubierta de copas; D: diámetro medio normal de los 5 árboles más próximos; H: altura media de los 5 árboles más próximos; Hs: altura media de los 5 arbustos más próximos; Hc: cubierta herbácea viva.

Muestra	Fcc (%)	D (cm)	H (cm)	Hs (cm)	He (%)
Gr1	47		40		
Gr2	48		45		
Gr3	58		50		
Sh1	1,90	6,6	450	136	15
Sh2	11,0	400	156	20	
Sh3	10,8	450	114	10	
Fo1	71,67	18,7	780	71	5
Fo2	39,29	15,3	750	65	10
Fo3	40,91	20,9	870	51	5

En cuanto a la descripción edáfica, Lc, Lw, Hu, y OM, fueron mayores en el bosque que en los otros biotopos (Tabla 3 y Tabla 4), debido a la mayor presencia de árboles que aportan materia orgánica procedente principalmente de la hojarasca. La textura, aunque variable, fue principalmente franca, acompañada de cierta pedregosidad en todos los casos. La porosidad fue elevada en todos los casos, pero más notable en el bosque, lo que indica, suelos más aireados.

Tabla 3. Resultados de los análisis de suelo: W: peso de la muestra de suelo de artrópodos (g); Hu: humedad edáfica; Bd: densidad aparente; Rd: densidad real y P: porosidad.

Muestra	W (g)	Hu (%)	Bd (g/cm ³)	Rd (g/cm ³)	P (%)
Gr1	1139,08	10,11	1,15	2,26	49,31
Gr2	1067,82	7,65	1,15	2,14	46,14
Gr3	930,17	8,03	1,09	2,17	49,59
Sh1	745,94	15,45	1,03	2,18	52,72

Tabla 3 (Cont.). Resultados de análisis de suelo (1): W: peso de la muestra de suelo de artrópodos (g); Hu: humedad edáfica; Bd: densidad aparente; Rd: densidad real y P: porosidad.

Muestra	W (g)	Hu (%)	Bd (g/cm ³)	Rd (g/cm ³)	P (%)
Sh2	642,09	17,24	0,96	2,33	58,85
Sh3	885,17	7,38	1,05	2,21	52,39
Fo1	477,96	11,10	0,88	2,65	67,00
Fo2	550,76	16,20	0,83	2,20	62,26
Fo3	483,07	35,68	0,36	1,63	77,86

Tabla 4. Resultados de análisis de suelo (2): SuS: pedregosidad superficial; SoS: pedregosidad de la muestra; Lw: peso de hojarasca; Lc: cobertura de hojarasca; T: textura del suelo y OM: materia orgánica.

Muestra	SuS (%)	SoS (%)	Lw (g)	Lc (%)	T	OM (%)
Gr1	5	30,29	0,00	Franco-arcilloso	6,18	
Gr2	5	28,08	0,00	Franco-arcilloso	6,47	
Gr3	5	40,68	0,00	Franco-arcilloso	7,90	
Sh1	5	15,02	11,98	15	Franco-arcilloso	6,33
Sh2	5	19,86	7,97	15	Franco-arcilloso	6,05
Sh3	5	22,07	3,67	5	Franco-arcilloso limoso	5,48
Fo1	5	22,59	44,82	90	Franco	10,62
Fo2	5	21,41	57,29	85	Franco-limoso	8,89
Fo3	5	7,98	50,84	15	Franco-arcilloso	19,56

Abundancia y diversidad de las comunidades de microartrópodos del suelo

Los microartrópodos del suelo recogidos en los dispositivos de extracción de Berlese-Tüllgren se identificaron como pertenecientes a 14 grupos taxonómicos (Tabla 5). Los ácaros (Acari) fueron los más abundantes (44%), seguidos por las hormigas (Hymenoptera) (34%) y los colémbolos (Collembola) (15%). Los demás taxones como las arañas (Araneae), los pseudoescorpiones (Pseudoescorpionida), los ciempiés (Chilopoda), los milpiés (Diplopoda), los paurópodos (Pauropoda), los proturos (Protura), los psocópteros (Psocoptera), los hemípteros (Hemiptera), los lepidópteros (Lepidoptera) los dípteros (Diptera) y los coleópteros (Coleoptera) estuvieron infrarrepresentados (<2%). También se encontraron numerosos nematodos (Nematoda) y anélidos (Anellida Oligochaeta) en las muestras, pero teniendo en cuenta que no están contemplados en el método QBS-ar, se excluyeron del estudio.



*Tabla 5. Abundancias absolutas por grupos taxonómicos (en negrita los taxones dominantes según el índice de Camargo) e índice IndVal [* : p -valor < 0.05 (999 permutaciones)]. Punto de muestreo/tipo de hábitat: Gr/G: pastizal; Sh/S: matorral; Fo/F: bosque.*

MT 5: HÁBITATS Y BIODIVERSIDAD



Punto de muestreo	Tipología de hábitat	Acari	Araneae	Pseudoescorpionida	Chilopoda	Diplopoda	Pauropoda	Protura	Collembola	Psocoptera	Hemiptera	Lepidoptera	Diptera	Hymenoptera	Coleoptera
Gr1	G	68	1	1	22	1	2	109				3			
Gr2	12	1							19						
Gr3	25	5	1	2	3						3				
Sh1	S	10	1	1	2	2	1	10				1			
Sh2	18	1							11						
Sh3	13	1	6	16						1					
Fo1	F	20	2	20	1						1				
Fo2	25	1	7	1						2					
Fo3	28	3	8	1	1						1				
IndVal	1,00	33,33	33,33	33,33	33,33	33,33	33,33	1,00	50,00	50,00	33,33	75,00	99,41*		55,56



El análisis de la composición de la comunidad reveló que los ácaros ($243,33 \pm 58,52$ individuos/m², valor medio y error estándar), los colémbolos ($80,00 \pm 26,03$ individuos/m²) y los coleópteros ($11,11 \pm 4,23$ individuos/m²) eran ubicuos en los biotopos muestreados. Sin embargo, los colémbolos con un mayor grado de adaptación a la vida edáfica fueron especialmente abundantes en el bosque ($116,67 \pm 41,77$ individuos/m²). Por otro lado, los himenópteros, también bastante abundantes ($169,03 \pm 104,73$ individuos/m²), fueron casi exclusivos de las zonas más abiertas de matorral y pastizal. Los proturos y el único ejemplar de lepidópteros aparecieron exclusivamente en el quejigar. Los especímenes del orden Psocoptera sólo aparecieron en la pradera y en el bosque. Así mismo, se detectaron pseudoescorpiones, ciempiés y dípteros en el bosque y en el matorral, mientras que los hemípteros fueron los únicos registrados tanto en el pastizal como en el matorral. Por último, los grupos infrarrepresentados fueron las arañas, los paurópodos, los milpiés y los lepidópteros (abundancia media por grupo $\leq 1,11$ individuos/m²).

El índice IndVal destacó a las hormigas como indicadoras en pastizales secundarios y matorrales (valor $p=0,01$). Esto indica una alta especificidad, ya que la mayoría de las hormigas se encontraron predominantemente en pastizales en comparación con otros hábitats, y una alta fidelidad, ya que estas hormigas se contabilizaron en la mayoría de los sitios dentro del pastizal, indicando una fuerte asociación con este tipo de hábitat.

Indicadores ecológicos

En cuanto a los indicadores ecológicos, QBS-ar, Sobs y Hsw mostraron valores casi homogéneos (consultar Tabla 6 y Figura 2 para más información).

Tabla 6. Indicadores ecológicos por parcela. Sobs: riqueza taxonómica observada, Hsw: índice de diversidad de Shannon, Ep: índice de equitatividad de Pielou, QBS-ar: Índice de calidad biológica del suelo basado en artrópodos.

MT 5: HÁBITATS Y BIODIVERSIDAD



Punto de muestreo	Biotopo	Sobs	Hsw	Ep	QBS-ar
Gr1	Pastizal	8	1,12	0,54	77
Gr2	3	0,78	0,71	28	
Gr3	6	1,18	0,66	52	
Sh1	Matorral	8	1,58	0,76	101
Sh2	3	0,78	0,71	35	
Sh3	5	1,22	0,75	70	
Fo1	Bosque	5	1,02	0,64	70
Fo2	5	0,93	0,57	75	
Fo3	6	1,04	0,58	67	

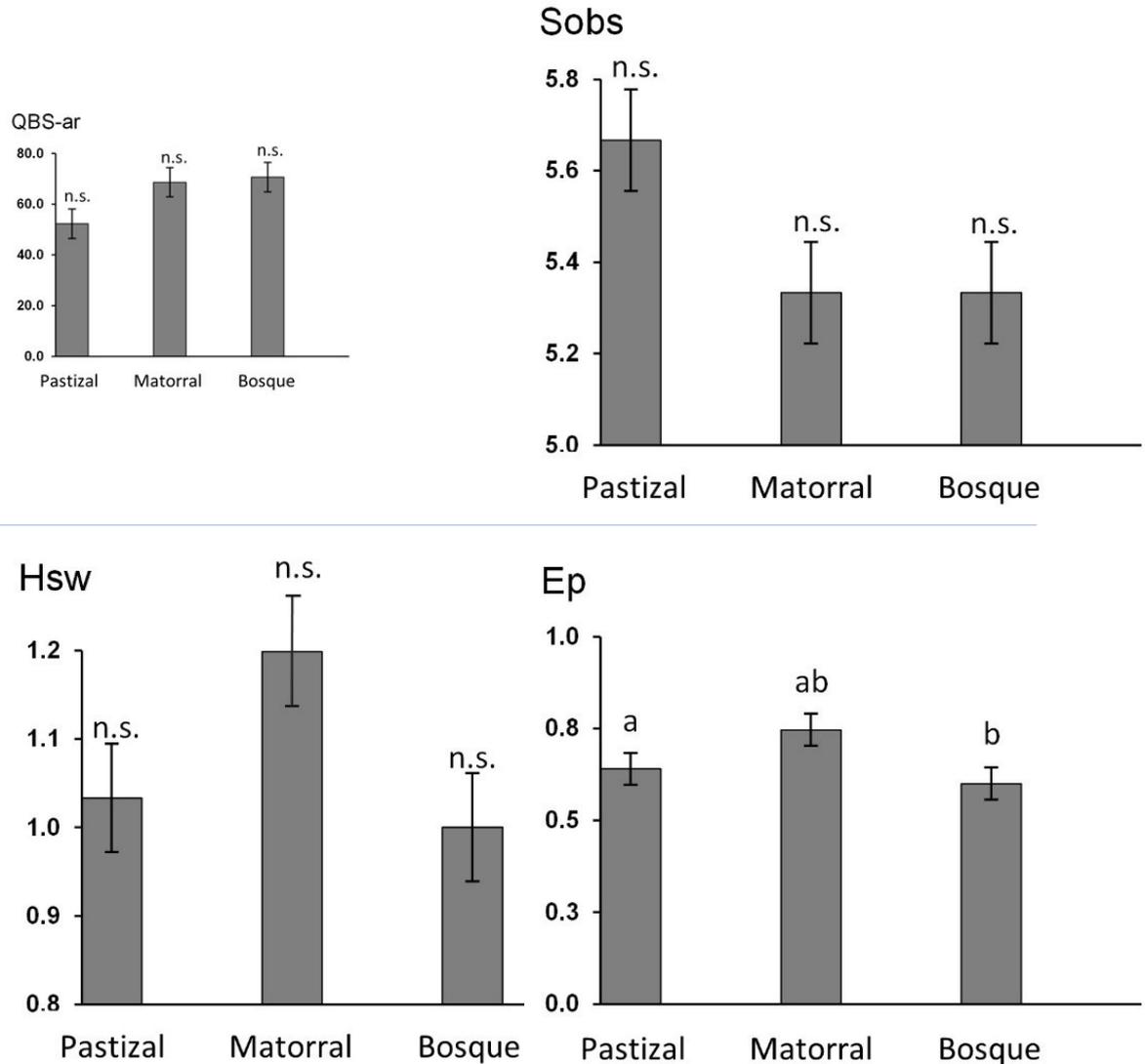


Figura 2. Valores de los indicadores ecológicos por hábitat. Se muestran los valores medios y el error estándar. QBS-ar: índice de calidad de suelo, Sobs: riqueza taxonómica observada, Hsw: índice de diversidad de Shannon-Weaver, Ep: índice de uniformidad de Pielou. Las letras en minúscula (a-b) expresan las diferencias significativas según el análisis post-hoc de LSD Fisher (p -valor < 0.05). n.s.: sin diferencias significativas.

Relación entre las variables ecológicas indicadoras de la calidad del suelo

El análisis de componentes principales (PCA) reveló que altura del arbolado (H) representaba el 98,2% de la variabilidad (primera dimensión del PCA) siendo el resto de las variables menos explicativas ($< 1,8\%$ de variabilidad explicada cada una). Las variables altura del matorral (Hs) y fracción de cabida cubierta (Fcc) representaron el 73,9% y el 8,3% de la variabilidad explicada en la dimensión 2, respectivamente. En consecuencia, estos parámetros del rodal se seleccionaron como variables explicativas plausibles para el ajuste de modelos. Según los GLMs, el indicador Ep varió significativamente en función de la altura del estrato

arbustivo (Hs; modelo M76; p-valor < 0,01). El modelo M76 resultó el más explicativo mostrando un valor AIC notablemente inferior al M64 y al modelo nulo (> 2 AIC en ambos casos). Según el modelo M76, se esperaba que el valor de Ep fuera mayor a medida que aumentaba Hs (Figura 3; Rodríguez-Pajares et al., en prensa).

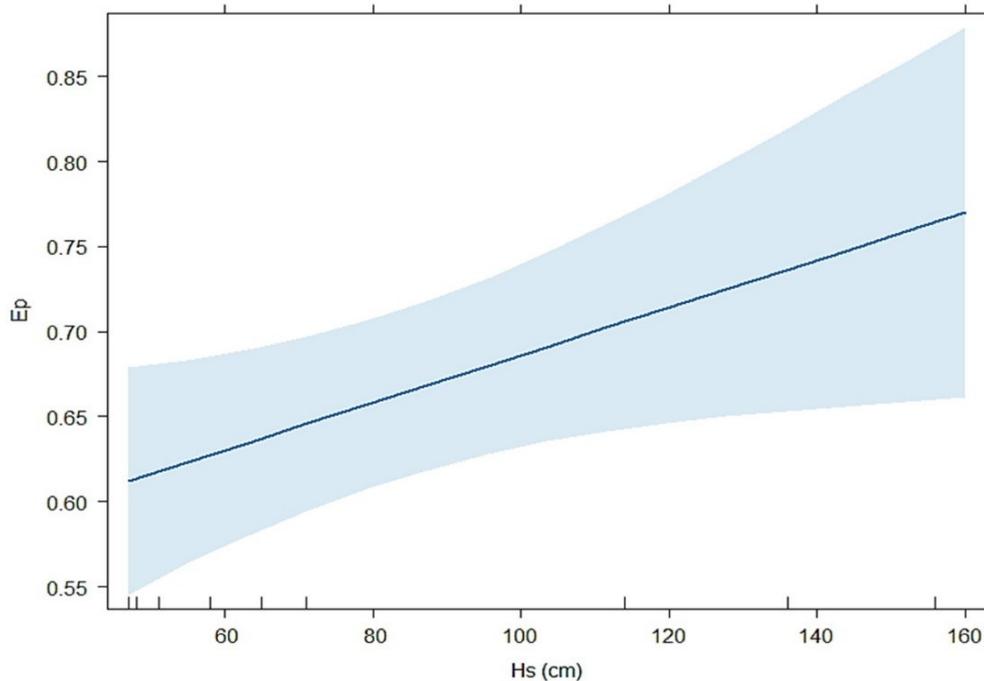


Figura 3. Valores predichos del modelo M76. Ep: equitatividad de Pielou. Hs: altura media de los 5 arbustos más cercanos. El área sombreada representa el intervalo de confianza del 95% del valor predicho.

La hipótesis original de este estudio consideraba que los indicadores ecológicos podían estar condicionados por el biotopo, sin embargo, la inclusión de esta variable (parcela) en el M76 no incrementó la calidad del modelo. Para evaluar esta posible fuente de variabilidad, se evaluó la variación de Ep por este factor mediante un modelo nulo (M64) que mostró un efecto significativo (valor p < 0,01) y el análisis *post-hoc* (Figura 3) a pesar de que M64 resultó en un valor AIC más alto que el modelo seleccionado M76 ($\Delta AIC = 4,30$; Tabla 7). El peso de la muestra de suelo no reveló ninguna variación significativa para los cuatro indicadores ecológicos (p-valor $\geq 0,57$ en todos los casos) según los GLM calculados, por lo que esta variable se excluyó del cálculo de los modelos.

Tabla 7. Selección de modelos (GLMs) ajustados para el indicador ecológico Ep (equitatividad de Pielou). Variables: Hs (altura media de los 5 matorrales más cercanos), Fcc (fracción de cabida cubierta) y parcela (tipo de hábitat). K: número de parámetros estimados, AIC: Criterio de información de Akaike, ΔAIC : diferencia de puntuación en AIC entre el mejor modelo y el modelo comparado. Modelo seleccionado en **negrita**.

Código del modelo	Descripción	K	Loglike	AIC	Δ AIC
M76	Ep ~ Hs	3	13.34	-15.87	0.00
M79	Ep ~ Fcc	3	11.28	-11.77	4.11
M64 (modelo nulo)	Ep ~ plot	4	14.79	-11.57	4.30
M66	Ep ~ plot + Hs	5	14.79	0.43	16.30

5. Discusión

En este estudio se investigó la comunidad de microartrópodos del suelo pertenecientes a tres biotopos en etapas diferentes de desarrollo de un encinar-quejigar mediterráneo periurbano. Casi la mitad de los especímenes registrados fueron ácaros, probablemente debido a sus hábitos generalistas, que les permiten ocupar e incluso actuar como organismos pioneros en diversas condiciones ambientales (EVANS, 2013). Los colémbolos fueron el tercer grupo taxonómico más abundante en el área de estudio (Tabla 5). ROCHA DE LIMA et al. (2017) observaron que las poblaciones de colémbolos se desarrollaban en zonas caracterizadas por la estabilidad y una elevada diversidad y densidad vegetal. En este sentido, este estudio reveló que los lugares que presentaban una vegetación diversa tanto en términos de estructura como de composición de especies, es decir, el matorral, mostraron una menor abundancia de colémbolos. Esta aparente infrarrepresentación podría deberse a que los colémbolos suelen estar más asociados a zonas de vegetación cerrada o a zonas abiertas (SZIGETI et al., 2022), mientras que los rodales con una cobertura de vegetación moderada parecen estar menos colonizados por estos artrópodos. NIELSEN (2019) indicó que la diversidad y abundancia de colémbolos y ácaros tiende a aumentar en ambos biotopos a medida que progresa la sucesión ecológica. Sin embargo, en este estudio no se detectó este patrón en el matorral a pesar de que potencialmente podría clasificarse como una etapa intermedia de la sucesión. JEFFERY (2010) y NIELSEN (2019) mencionaron que estos dos grupos de artrópodos tienden a proliferar en suelos con alto contenido de materia orgánica (MO). Además, GALLI et al. (2014) concluyeron que los colémbolos tienden a estar más representados en suelos con hojarasca, dato que coincide con lo observado en este estudio. Si bien esta variable edáfica no mostró efecto alguno sobre los indicadores ecológicos aquí evaluados, la abundancia de estos microartrópodos fue baja en las parcelas de pastizales y matorrales que mostraron un bajo contenido en materia orgánica mientras que en las parcelas forestales se detectó una mayor abundancia relacionada con el aumento de los niveles de este parámetro

Las hormigas fueron el taxón dominante en pastizales y matorrales, tal y como revela el índice de Camargo. Esto mismo ha sido observado por MENTA y REMELLI (2020), quienes señalaron que los himenópteros pueden alcanzar una dominancia comparable a la de los ácaros y los colémbolos a pesar de que estos últimos estén más restringidos a las zonas arbustivas y herbáceas de ambientes antropizados



(ROCHA DE LIMA et al., 2017)

En relación a los otros grupos taxonómicos menos representados, como los miriápodos (Chilopoda, Diplopoda y Pauropoda), todos los ejemplares contribuyeron con un valor máximo de EMI, lo que apunta a que ellos están altamente adaptados a la vida edáfica. En cuanto a los proturos, conocidos por habitar suelos enriquecidos en materia orgánica (NIELSEN, 2019), solo se detectaron en aquellos puntos de muestro con mayor cantidad de este elemento. Además, las condiciones de sequía registradas durante el año de muestreo también podrían haber estado influyendo en la abundancia de estos taxones típicamente adaptados a ambientes húmedos. Algunos psocópteros fueron detectados en las parcelas de pradera, que reciben mayor insolación, así como en la parcela de bosque con baja cobertura de copas ($F_{cc} = \sim 40\%$) ya que estos insectos parecen ser más comunes en zonas sin cobertura vegetal (SOCARRÁS, 2013), así como en la hojarasca de los bosques (BERNARD, 2023). Del mismo modo, los heterópteros (Hemiptera) se encontraron exclusivamente en los pastizales y matorrales secundarios; colonizaron principalmente los espacios abiertos, aunque son capaces de colonizar rápidamente nuevos hábitats disponibles, en particular doseles herbáceos naturales (DE LA MORA-ESTRADA et al., 2017), ya sea en áreas inalteradas o alteradas (BRÖRING & WIEGLEB, 2005). Por otra parte, los dípteros fueron más frecuentes en la parcela forestal, coincidiendo con los resultados obtenidos por FROUZ (1999), que detectó una mayor abundancia y diversidad de estos insectos en bosques y praderas. Esta relación también fue evidente en las parcelas forestales de este estudio, coincidiendo con los valores más altos de materia orgánica y humedad. Los escarabajos, por su parte, fueron frecuentes en todas las parcelas, con una abundancia notablemente mayor en los pastizales, en consonancia con los hallazgos de TABOADA et al. (2011), que apuntan que este orden tiende a ser abundante en pastizales seminaturales debido a la presencia de espacios más abiertos, rangos de temperatura favorables, mayor intensidad luminosa y menor humedad en comparación con los bosques.

En cuanto al índice QBS-ar, los valores obtenidos muestran un aparente aumento a medida que se desarrolla la comunidad vegetal leñosa (de pastizal a encinar-quejigar), observándose valores notablemente superiores en el quejigar, tal y como mencionan GALLI et al. (2014) y FUSCO et al. (2023). Resulta llamativo que los valores obtenidos para el EMI fueron superiores en las parcelas de matorral y aún más en las de bosque a pesar del menor número de taxones, lo que indica una abundancia potencialmente menor pero una mayor presencia de taxones especializados del suelo. Por el contrario, en los pastizales, a pesar de presentar la mayor diversidad de taxones, los valores de EMI fueron inferiores. Aunque las parcelas de bosque y pradera parecen albergar un mayor número de artrópodos, esto no parece implicar necesariamente diferencias significativas en los índices ecológicos y en el QBS-ar. El mayor valor de QBS-ar en el matorral y el bosque joven puede atribuirse parcialmente a la presencia de organismos específicos que habitan en el suelo (PARISI et al., 2005; MENTA et al., 2018a). Es particularmente dentro del bosque donde el valor máximo del EMI se repitió con mayor frecuencia para ácaros, pseudoescorpiones, ciempiés, proturos y colémbolos, lo que apoyaría esta interpretación del índice.



La parcela de matorral presentó una comunidad vegetal más diversa y una estructura más variada, con parches dominados por arbustos que crean microcondiciones distintas como espacio de heterogeneidad o isla de reserva de recursos (DOBLAS-MIRANDA et al., 2009). En particular, todos los puntos de muestreo dentro del matorral mostraron los niveles más altos de uniformidad. Además, el modelo M76 indicó que el índice de Pielou variaba en función de la altura del matorral (es decir, Hs, *Figura 3*; Tabla 7), que fue notablemente mayor en el matorral en comparación con las parcelas de herbáceas y quejigar (Tabla 2). En concreto, ciertos parches estaban notablemente cubiertos por arbustos, un factor asociado positivamente con mejores condiciones ambientales para los microartrópodos (LIU et al., 2013). Los matorrales más grandes y cerrados contribuyen a reducir la incidencia directa de la luz solar, aumentando así la retención de humedad del suelo a través de su hojarasca, y favoreciendo la disponibilidad de agua en el suelo, un aspecto crucial en este clima mediterráneo semiárido propenso a sequías persistentes (LIU et al., 2022). Los matorrales también son reconocidos como componentes integrales del sumidero de recursos para la fauna del suelo, facilitando la acumulación de materia orgánica en el suelo a partir de la hojarasca. Los matorrales también ofrecen recursos adicionales, como un mayor refugio o posibles lugares de oviposición para una fauna diversa (LIU et al., 2013). En conjunto, tendemos a pensar que la capa de sotobosque, desarrollada como comunidad de matorral más o menos continua, podría estar desempeñando un papel favorecedor en términos de establecimiento de la artropodofauna del suelo. El efecto facilitador de los arbustos sobre el regenerado de los árboles ha sido ampliamente documentado en paisajes mediterráneos (COSTA et al., 2017). Sin embargo, este papel protector de la fauna del suelo parece haber pasado desapercibido y merece más investigación, especialmente en paisajes mediterráneos donde los arbustos se suelen eliminar mediante desbroces como estrategia preventiva contra los incendios forestales.

6. Conclusiones

[1] La calidad del suelo según QBS-ar no fue significativamente diferente en ninguno de los biotopos, pero mejoró con el grado de desarrollo de la comunidad de plantas leñosas.

[2] A pesar de que la dominancia entre taxones faunísticos puede ser variable según las condiciones ambientales, los ácaros fueron siempre el grupo dominante en todos los ecosistemas, seguidos de las hormigas que se encontraron exclusivamente en pastizales y matorrales. Otros taxones como los ciempiés, milpiés y paurópodos tuvieron una abundancia baja pero una contribución muy importante al valor final del EMI porque proporcionaron valores máximos.

[3] Los indicadores ecológicos de riqueza, diversidad y disimilitud no indicaron diferencias entre biotopos. Sin embargo, la equitatividad reveló similitudes significativas entre pastizal-matorral y matorral-bosque, observándose una correlación positiva entre la altura del sotobosque y la existencia de condiciones más adecuadas para los organismos. Esto pone de manifiesto la importancia de la



vegetación para la conservación de la biota del suelo.

7. Bibliografía

ALARIO, M.T.; DELGADO, E.; DUEÑAS, M.J.; GARCÍA, P.; 1981. Cambios de uso y formación vegetal en el Monte El Viejo de Palencia. Institución Tello Téllez de Meneses & Diputación de Palencia, Palencia, Spain. 121 pp.

BARRIENTOS, J.A.; 2004. Curso práctico de entomología. Servei de Publicacions de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain. 947 pp.

BERNARD, E.; 2023. Soil arthropods: Underfoot and all around. In: Encyclopedia of Soils in the Environment; Goss MJ and Oliver M (eds.) pp: 70-104. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

BLAKE, G.H.; 1986. Bulk density. In: Klute A (ed.). Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods. SSSA Book Series: 5. Madison, Wisconsin, pp 363-375.

BRÖRING, U.; WIEGLEB, G.; 2005. Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial Heteroptera in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecol Eng.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.12.015>

CAMARGO, J.A.; 1993. Must dominance increase with the number of subordinate species in competitive interactions? *J Theor Biol* 161: 537-542

COSTA, A.; VILLA, S.; ALONSO, P.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.A.; MARTÍN, F.J.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; 2017. Can native shrubs facilitate the early establishment of contrasted co-occurring oaks in Mediterranean grazed areas? *J Veg Sci.* <https://doi.org/10.1111/jvs.12550>

DE LA MORA-ESTRADA, L.; Ruiz-Montoya, L.; Ramírez-Marcial, N.; Morón-Ríos, A.; MAYORGA-MARTÍNEZ, M.C.; 2017. Diversidad de chinches (Hemiptera: Heteroptera) en bosques secundarios de pino-encino de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Rev Mex Biodivers* 88: 86-105

DOBLAS-MIRANDA, E.; SÁNCHEZ-PIÑERO, F.; GONZÁLEZ-MEGÍAS, A.; 2009. Different microhabitats affect soil macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean arid ecosystem. *Appl Soil Ecol.* <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.12.008>

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P.; 1997. Species assemblages and indicator species: the



need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67: 345–366

EVANS, D.P.; 2013. Mites: Ecology, Evolution & Behaviour. Life at a Microscale. SpringerLink, New York, USA. 494 pp.

FAO; PLAN BLEU; 2018. State of Mediterranean Forests 2018. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Plan Bleu, Marseille, France. 308 pp.

FROUZ, J.; 1999. Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agric Ecosyst Environ* 74: 167-186

FUSCO, T.; FORTINI, L.; CASALE, F.; JACOMINI, C.; DI GIULIO, A.; 2023. Assessing soil quality of Italian Western Alps protected areas by QBS ar: impact of management and habitat type on soil microarthropods. *Environ Monit Assess* (2023) 195:1287. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11880-9>

GALLI, L.; CAPURRO, M.; MENTA, C.; RELLINI, I.; 2014. Is the QBS-ar index a good tool to detect the soil quality in Mediterranean areas? A cork tree *Quercus suber* L. (Fagaceae) wood as a case of study. *Ital J Zool*, 81:1, 126-135. <http://doi.org/10.1080/11250003.2013.875601>

GEORGE, P.B.L.; KEITH, A.M.; CREER, S.; BARRETT, G.; LEBRON, I.; EMMETT, B.A.; ROBINSON, D.A.; JONES, D.L.; 2017. Evaluation of mesofauna communities as soil quality indicators in a national-level monitoring programme. *Soil Biol Biochem*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.022>

HAVLICEK, E.; 2012. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. *Eur J Soil Biol*. <http://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.01.009>

IUSS WORKING GROUP WRB; 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, Italy. 203 pp.

JEFFERY, S.; GARDI, C.; JONES, A.; MONTANARELLA, L.; MARMO, L.; MIKO, L.; RITZ, K.; PERES, G.; RÖMBKE, J.; VAN DER PUTTEN, W.H.; 2010. European Atlas of Soil Biodiversity. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 126 pp.

LIU, R.; GUO, Z.; STEINBERGER, Y.; 2022 Differential responses of ground-active arthropod abundance and diversity to shrub afforestation in heterogeneous textured soils in desertified grassland ecosystems, North China. *Sci Total Environ*.



829: 154631. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154631>

LIU, R.; ZHU, F.; SONG, N.; YANG, X.; CHAI, Y.; 2013. Seasonal Distribution and Diversity of Ground Arthropods in Microhabitats Following a Shrub Plantation Age Sequence in Desertified Steppe. *PLOS One*. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0077962>

MANTONI, C.; DI MUSCIANO, M.; FATTORINI, S.; 2020. Use of microarthropods to evaluate the impact of fire on soil biological quality. *J Environ Manage* 266, 110624. doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110624

MAPA; 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III: Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para el riego. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Servicio de Publicaciones, Madrid, Spain. 51 pp.

MENTA, C.; CONTI, F.D.; PINTO, S.; 2018a. Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils-QBS-ar approach. *Appl Soil Ecol*. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.020>

MENTA, C.; CONTI, F.D.; PINTO, S.; BODINI, A.; 2018b. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecol Indic*. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>

MENTA, C.; REMELLI, S.; 2020. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. *Insects*. <http://doi.org/10.3390/insects11010054>

NIELSEN, U.N.; 2019. Soil Fauna Assemblages. University of Cambridge, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 365 pp.

PARISI, V.; MENTA, C.; GARDI, C.; JACOMINI, C.; MOZZANICA, E.; 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity. *Agric Ecosyst Environ*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>

ROCHA DE LIMA, K.D.; CAMARA, R.; MONTANDON, G.; PEREIRA, M.G.; SILVIA, A.; 2017. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the Caatinga biome. *Rev Caatinga* 30: 401-411

RODRÍGUEZ-PAJARES, C.; 2023. Use of edaphic microinvertebrates to characterize soil quality in the forest Monte el Viejo, Palencia. Universidad de Valladolid, Palencia, Spain.

RODRÍGUEZ-PAJARES, C.; MUÑOZ-ADALIA, E.J.; FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, M. (en prensa). Shrubland layer affects the edaphic microinvertebrate community in a



Mediterranean periurban forest. *For. Syst.*

SCHULTE, E.E.; HOPKINS, B.G.; 1996. Estimation of soil organic matter by weight loss-on ignition. In: *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*, Volume 46; Magdoff FR, Tabatabai MA, Hanlon EA (eds). pp: 21-31. Madison, Winsconsin, USA.

SOCARRÁS, A.; 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes* 36 (1): 5-13

SOLASCASAS, P.; AZCÁRATE, F.M.; HEVIA, V.; 2022. Edaphic arthropods as indicators of the ecological condition of temperate grassland ecosystems: A systematic review. *Ecol Indic* 142, 109277. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109277>

SPILLER, M.S.; Spiller, C.; Garlet, J.; 2018. Arthropod bioindicators of environmental quality. *Agro@ambiente On-line* 12(1): 41-57. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v12i1.4516>

SZIGETI, N.; BERKI, I.; VITYI, A.; 2022. Soil mesofauna and herbaceous vegetation patterns in an agroforestry landscape. *Agrofor Syst.* <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00739-6>

TABOADA, A.; KOTZE, D.; SALGADO, J.; TÁRREGA, R.; 2011. The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. *J Insect Conserv.* <http://doi.org/10.1007/s10841-010-9359-2>

USDA; 1999. Soil Quality Test Kit Guide. USDA, Washington DC, USA. 88 pp.

ZORRAQUINO, I.; 2015. Proyecto de Senda Interpretativa de la gestión y uso del monte “El Viejo” a lo largo de la historia (Palencia). Universidad de Valladolid, Palencia, Spain.