Revista Ibérica de Aracnología, nº **38** (30/06/2021): 126–131.
Grupo Ibérico de Aracnología (S.E.A.). ISSN: 1576 - 9518.

REANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE OPILIONES DEL MACIZO DE SAN JUAN DE LA PEÑA (JACA, HUESCA, ESPAÑA)

Izaskun Merino-Sainz[1] & Carlos E. Prieto[2]

[1] Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, Calle Catedrático Rodrigo Uría s/n, 33071 Oviedo, Asturias, España. izaskunmerino@hotmail.com
[2] Departamento de Zoología y Biología Celular Animal, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU); España. carlos.prieto@ehu.eus

Resumen: Los análisis ecológicos, antes de la generalización de las herramientas estadísticas informáticas, estaban fuertemente limitados, por lo que el reanálisis de datos antiguos permite contrastar conclusiones previas. Se analizan estadísticamente las comunidades de opiliones caracterizadas en el estudio de Rambla (1985) a partir de 5209 opiliones de 11 especies muestreados en el macizo de San Juan de la Peña. Las curvas de acumulación sugieren un muestreo eficiente. La especie más abundante fue *Oligolophus hansenii,* aunque tiene un bajo valor de amplitud de nicho (N_2), y la más frecuente *Odiellus troguloides*. Se corrobora la existencia de dos grupos de estaciones: estaciones forestales (con tres especies indicadoras: *O. hansenii, Anelasmocephalus cambridgei* y *Leiobunum blackwallii*), con una mayor similitud interna y riqueza, y estaciones abiertas (con *Phalangium opilio* como especie indicadora), con una menor similitud interna y riqueza. Según los índices de diversidad las estaciones más diversas son Hayedo, Carrascal, Bosque mixto y Abetal bajo. Hayedo y Abetal alto tuvieron especies únicas. Dentro de los bosques, Bosque mixto y Pinar alto son los que presentan mayores diferencias significativas.
Palabras clave: Opiliones, curvas de acumulación, distribución espacial, nicho ecológico, España, Aragón.

Reanalysis of the harvestman communities (Opiliones) of the San Juan de la Peña massif (Jaca, Huesca, Spain)
Abstract: Before the generalisation of computerised statistical tools, ecological analyses were strongly limited, so the reanalysis of old data permits to corroborate previous conclusions. Harvestman communities characterised in the study carried out by Rambla (1985) based on 5209 harvestmen of 11 species sampled in the San Juan de la Peña massif are statistically analysed. Species accumulation curves suggest a reliable sampling. The most abundant species was *Oligolophus hansenii*, although it has a low niche breadth index value (N_2), and the most frequent *Odiellus troguloides*. The existence of two groups of stations is corroborated: forest stations (with three indicator species: *O. hansenii, Anelasmocephalus cambridgei* and *Leiobunum blackwallii*), with greater internal similarity and species diversity, and open habitats (with *Phalangium opilio* as indicator species), with less internal similarity and species diversity. According to the diversity indices, the most diverse stations are the beech forest, the holm oak forest, the mixed forest and the low fir forest. The beech forest and high fir forest had unique species. Within the forests, the mixed forest and the high pine forest show the greatest significant differences.
Key words: Opiliones, species accumulation curves, spatial distribution, spatial niche, Spain, Aragón.

Introducción

Los opiliones presentan un patrón de distribución con mayor diversidad y abundancia en zonas forestales que en hábitats abiertos. Esta premisa se basa en la mayor complejidad estructural de las zonas boscosas que albergan, en general, más recursos y mayor diversidad de microhábitats (Curtis & Machado, 2007; Mitov, 2007; Merino-Sainz & Anadón, 2015). Además, los hábitats abiertos están más expuestos y presentan marcadas variaciones estacionales en factores abióticos, principalmente temperatura y humedad, lo que restringe la presencia de muchas especies de opiliones y favorece el desarrollo de una o muy pocas especies dominantes (Curtis & Machado, 2007). La estructura de la comunidad y la diversidad de opiliones están influenciados por el tipo, estructura y composición de la vegetación y por diversos factores ambientales. De manera que la asociación fitosociológica de una localidad no explica por sí sola la existencia de un conjunto específico de opiliones, sino que son las condiciones microclimáticas generadas en cada localidad las responsables de la distribución de las especies (Mitov & Stoyanov, 2005; Merino-Sainz & Anadón, 2015). De manera que el estudio del conjunto de especies de opiliones que caracteriza cada localidad refleja el microclima y los posibles factores responsables de esa distribución (Mitov, 2007; Merino-Sainz & Anadón, 2015).

Las pautas espaciales en la distribución de especies y agregados de opiliones a nivel local ha sido estudiada en varias zonas del Noroeste de la Península (Merino-Sainz & Anadón, 2015, 2018; Merino-Sainz *et al*., 2020). Las formaciones boscosas de la Reserva de Muniellos (suroccidente de Asturias) albergaron mayor abundancia y diversidad que los medios abiertos, sobre todo los bosques con suelos más ricos debido a su posición en la zona baja del valle (Merino-Sainz & Anadón, 2015). Sin embargo, las zonas boscosas de los territorios cantábricos de baja altitud no fueron tan ricos como lo esperado, resultando los matorrales y lindes de caminos los que mayor diversidad presentaron (Merino-Sainz & Anadón, 2018). Además, en estos últimos, los prados albergaron un único y exclusivo conjunto específico de opiliones, además de una inesperada abundancia de dos especies del género *Homalenotus*, con *H. quadridentatus* como especie indicadora (Merino-Sainz & Anadón, 2018).

En 1985, Rambla estudió los opiliones recogidos en el Macizo de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca) en doce estaciones que representaban los sistemas forestales más característicos del Macizo y sus etapas degradadas. La especie más abundante fue *Oligolophus hansenii* y *Odiellus troguloides* la única presente en todas las estaciones. Rambla (1985) reunió las estaciones en dos grupos, el primero formado por los

Tabla I: Distribución de las especies de opiliones en el Macizo de San Juan de la Peña, indicando el porcentaje de individuos en los bosques y en los hábitats abiertos y la amplitud del nicho espacial (índice de Hill, N_2) de las especies. N, abundancia; R, frecuencia (nº de localidades). Nombres completos de las estaciones en Tabla II. / ***Table I:*** *Harvestmen species distribution in Macizo de San Juan de la Peña, showing the percentage of individuals in forest and open habitats and the spatial niche width (Hill index, N_2) of species. N, abundance; F, frequency (nº of sites). Complete names of sites in Table II.*

Especies	Estaciones Grupo 1					Estaciones Grupo 2							N	R	N_2	% bosques	% abiertos
	Cu	Q	Ca	E	A	Bm	H	Pa	Ab	Pm	Pb	Aa					
P. opilio	56	10	64	155	33	·	·	4	11	4	2	1	340	10	3,5	6,5	93,5
H. quadridentatus	4	·	16	24	74	41	23	·	1	·	·	·	183	7	3,9	13,1	86,9
O. troguloides	418	222	32	196	16	15	45	309	56	140	42	76	1567	12	6,2	43,6	56,4
L. rotundum	·	3	41	8	13	10	24	9	126	47	87	13	381	11	5	82,94	17
L. blackwallii	·	·	17	·	·	3	70	10	98	31	35	8	272	8	4,3	93,75	6,25
O. hansenii	·	3	·	3	3	43	159	1096	336	304	228	222	2397	10	3,7	99,6	0,37
A. cambridgei	·	·	·	·	·	2	18	9	7	3	4	5	48	7	4,5	100	0
M. diadema	·	·	·	·	·	·	5	3	·	·	·	5	13	3	2,9	100	0
M. pyrenaeum	·	·	·	·	·	·	3	·	·	·	·	·	3	1	1	100	0
M. bimaculatum	·	·	·	·	·	·	3	·	·	·	·	·	3	1	1	100	0
M. bacillifera	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2	2	1	1	100	0
Abundancia	478	238	170	386	139	114	350	1440	635	529	398	332	**5209**				
Riqueza	3	4	5	5	5	6	9	7	7	6	6	8					

bosques de coníferas, el hayedo y el bosque mixto, con mayor diversidad específica (riqueza media 7) y dominado por *O. hansenii;* y el segundo, más heterogéneo, formado por estaciones de monte bajo, pastos o zonas degradadas e invadidas por arbustos, donde las inclemencias meteorológicas son más acusadas y se da una marcada aridez, con menor diversidad específica (riqueza media 4.4) y asociadas a *O. troguloides, Phalangium opilio* y *Homalenotus quadridentatus.*

El objetivo de Rambla era hacer un estudio ecológico, que habría sido pionero en la Península, pero se quedó en un estudio fenológico ya que su idea de realizar un tratamiento informático y emplear índices para relacionar especies y factores ambientales no se realizó.

Este trabajo analiza estadísticamente los datos cuantitativos de Rambla (1985), caracterizando los nichos espaciales y analizando la interacción entre las especies, siguiendo el enfoque de Merino-Sainz & Anadón (2015, 2018) y Merino-Sainz *et al*. (2020). Los objetivos son estudiar la diversidad alfa, beta y gamma del Macizo mediante índices y estimadores, testar la existencia de dos grupos de estaciones por su composición específica y estudiar las comunidades y especies indicadoras de cada grupo.

Materiales y métodos

Área de estudio. El Macizo de San Juan de la Peña está situado al SE de Jaca, en los municipios de Jaca y Santa Cruz de la Serós (Huesca), con máxima elevación en el pico de San Salvador (1546 m s.n.m.), en un enclave montano en el conjunto submediterráneo continental (Pedrocchi-Renault, 1985). Se muestreó en doce estaciones, once en el Macizo y una en el Boalar de Jaca, a 8 km de Jaca (Pedrocchi-Renault, 1985: 27-31, fig.7).

Muestreo. El muestreo se efectuó entre 10/01/1977 y 06/03/1978, con seis trampas de caída (conteniendo salmuera y un poco de detergente) por estación, separadas más de 10 metros y renovadas cada semana (Pedrocchi-Renault, 1985). Se capturaron 6390 opiliones, de los que se estudiaron 5209 (según la revisión de los datos desglosados por estación, fecha y número de ejemplares, y no 5223, como se publicó, por errores en las sumas), pertenecientes a once especies del suborden Palpatores (Tabla I) (Rambla, 1985).

Tratamiento de datos. En los análisis solo se incluyeron los opiliones procedentes de las trampas de caída. El componente alfa y gamma de la biodiversidad se ha estudiado analizando la riqueza específica, tanto la observada como la esperada calculada mediante un estimador paramétrico y cuatro no-paramétricos. Como estimador paramétrico se calcularon las curvas de acumulación de especies para evaluar la calidad del inventario. Se han empleado las fechas del muestreo en las que se recogieron individuos como medida del esfuerzo de muestreo y se han aleatorizado 999 veces con el programa Primer6® (Clarke & Gorley, 2006) para producir curvas de acumulación suavizadas, que reflejan la diversidad observada. Las asíntotas de dichas curvas se han estimado ajustando el modelo paramétrico de la ecuación de Clench a las curvas mediante el método de Simplex y Quasi-Newton (Hortal *et al*., 2004) con el programa Statistica® (StatSoft, 2001). Se han utilizado tres modelos no-paramétricos basados en la incidencia (Chao 2, Jacknife 1 y 2) y uno en la estructura (Chao1), con Primer6®. Se han calculado los índices de diversidad Shannon-Wiener (H`) y Simpson (λ) mediante Primer6®, y de aquí, también el inverso del índice de Simpson (1/λ), denominado por Tuomisto (2010) como "verdadera" diversidad (^{2}D).

Para el estudio de la diversidad beta se han utilizado los datos de abundancia transfomados a la raíz cuadrada y calculado las matrices de similitud mediante el coeficiente Bray-Curtis (Clarke & Gorley, 2006). Se ha realizado un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) con el paquete "vegan" en R (R Development Core Team, 2012). Se han empleado las fechas de los muestreos para realizar un análisis de similitud (ANOSIM) para contrastar la hipótesis nula de la falta de agregaciones diferentes de opiliones entre cada par de estaciones, basado en una prueba de permutación (aleatorizando los datos 10.000 veces), utilizando la corrección de Bonferroni, mediante el programa Past4.04® (Hammer *et al*., 2001). Se ha hecho un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para conocer la disimilitud entre cada par de estaciones, la similitud interna promedio de los grupos de estaciones y la contribución de las especies a dicha similitud, con el programa Primer6®. La amplitud espacial del nicho de las especies se ha estimado mediante el índice de Hill (N_2) con el programa Primer6®. El análisis de valor indicador se realizó mediante el paquete "indicspecies" (De Cáceres *et al*., 2012) en R.

Tabla II: Índices de diversidad, parámetros de las curvas de acumulación, ecuación de Clench y estimadores no-paramétricos empleados. Nº, número de muestras; S_{OBS}, riqueza observada; N, número de ejemplares; H', índice de equidad de Shannon-Wiener; Ʌ, índice de dominancia de Simpson; ^2D, "verdadera" diversidad; S_{ESP}, riqueza esperada según la ecuación de Clench; R^2, coeficiente de determinación; p, pendiente final de las curvas de acumulación; q, proporción inventariada y V.E., varianza explicada. / ***Table II**: Diversity index, accumulation curves, Clench equation and non-parametric estimators' parameters used. Nº, number of samples; S_{OBS}, observed richness; N, number of specimens; H', Shannon-Wiener index; Ʌ, Simpson index; ^2D, "true" diversity; S_{ESP}, expected richness by Clench equation; R^2, coefficient of determination; p, final slope of the accumulation curve; q, inventoried proportion and V.E., explained variance.*

Estaciones (Nº)	S_{OBS}	N	H'	Ʌ	^2D	S_{ESP}	R^2	p	q	V.E.%	Chao 1	Chao 2	Jacknife 1	Jacknife 2
H-Hayedo (31)	9	350	1,6	0,3	3,3	10,1	0,99	0,03	0,89	99,9	9,0	9,3	10,0	9,0
C-Carrascal (41)	5	170	1,5	0,2	5,0	5,4	0,95	0,005	0,9	95,4	5,0	5,0	5,0	5,0
Bm-Bosque mixto (34)	6	114	1,4	0,3	3,3	6,8	0,99	0,02	0,88	99,8	6,0	6,0	6,0	5,0
Ab-Abetal bajo	7	635	1,3	0,3	3,3	7,4	0,99	0,01	0,9	99,8	7,0	7,0	8,0	8,9
A-Aliagar (28)	5	133	1,2	0,4	2,5	5,7	0,99	0,02	0,87	99,8	5,0	5,0	5,0	4,0
Pb-Pinar bajo (38)	6	398	1,2	0,4	2,5	6,3	0,99	0,01	0,9	99,2	6,0	6,0	7,0	7,9
Pm-Pinar medio (40)	6	532	1,1	0,4	2,5	6,5	0,99	0,01	0,9	99,9	6,0	6,0	6,0	5,0
E-Erizal (40)	5	386	1,0	0,4	2,5	5,1	0,98	0,007	0,98	98,5	5,0	5,0	6,0	6,9
Aa-Abetal alto (31)	8	332	1,0	0,5	2,0	9,5	0,99	0,04	0,8	99,0	8,5	10,0	9,9	10,9
Pa-Pinar alto (39)	7	1440	0,6	0,6	1,6	7,7	0,99	0,02	0,9	99,5	7,0	7,0	8,0	8,9
Cu-Cubilar (39)	3	478	0,4	0,8	1,2	3,2	0,99	0,004	0,9	98,7	3,0	3,0	3,0	3,0
Q-Quejigal (36)	4	238	0,3	0,9	1,1	4,7	0,98	0,004	0,8	98,0	4,0	4,0	4,0	3,0
Total Macizo (400) [sin Q-Quejigal]	**11**	**4971**	**-**	**-**	**-**	**10,9**	**0,87**	**0,0009**	**1**	**87,1**	**11**	**11**	**11**	**8**

Resultados

Amplitud de nicho. Según los valores calculados por el índice de Hill (N_2) (Tabla I), se han considerado dos grupos: especies con amplitud de nicho $N_2 < 3$ (grupo 1) y especies con amplitud de nicho $N_2 > 3$ (grupo 2). Las tres especies encontradas en una única estación (*N. bacillifera, M. pyrenaeum* y *N. bimaculatum*) presentan, obviamente, el valor mínimo, mientras que *Anelasmocephalus cambridgei* muestra un nicho más amplio con sólo 48 ejemplares; por contra, *O. hansenii* presenta un nicho estrecho siendo la especie más abundante (46% del total de ejemplares).

Abundancia y diversidad de las localidades. La diversidad observada en las estaciones del muestreo (Tabla I) ha oscilado entre las tres especies de Cubilar y las nueve de Hayedo, con una media de 5,9 especies por estación. Según los índices de diversidad empleados (Tabla II), las estaciones más diversas, con mayor equidad y menor dominancia han resultado Hayedo (presentando dos especies exclusivas), Bosque mixto, Carrascal (el ambiente más mediterráneo del Macizo) y Abetal bajo. Las estaciones menos diversas y con elevada dominancia han resultado Pinar alto (la de mayor abundancia, un 27,6% del total), Cubilar y Quejigal. Abetal alto (con *N. bacillifera* como especie exclusiva) y Pinar alto, con ocho y siete especies respectivamente, han presentado una baja diversidad debido a la dominancia de *O. hansenii* (76,2% en Pinar alto y 66,8% en Abetal alto). *O. troguloides* es la especie dominante en Cubilar (87,4%) y Quejigal (89,9%).

Diversidad alfa y gamma: curvas de acumulación. La ecuación de Clench (Tabla II) ha mostrado un buen ajuste a las curvas suavizadas de acumulación en todos los casos, con coeficientes de determinación cercanos a 1 ($R^2 \geq 0,87$). Las pendientes de las curvas ajustadas a la ecuación de Clench (p) son menores de 0,1, los valores de la proporción inventariada (q) mayores de 0,7 y los porcentajes de varianza explicada (V.E.) superan el 95%, por lo que se considera que el inventario de las localidades estudiadas es suficientemente fiable y bien muestreado (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). La riqueza observada en cada estación ha alcanzado valores muy próximos tanto al número de especies predicho por la asíntota de la ecuación de Clench (Sesp) como al estimado por los estimadores no-paramétricos; la mayor desviación se da para Abetal alto, donde se esperarían 1,5 especies más por la ecuación de Clench (y 2,9 especies más por el estimador Jacknife 2). La diversidad gamma del Macizo ha resultado ser de once especies y 10,9 la riqueza esperada según la ecuación de Clench (Sesp), por lo que la curva alcanza la asíntota, lo que sugiere un inventario completo y fiable (Tabla II).

Diversidad beta. Se han establecido dos grupos aceptando la división que sugirió Rambla en base a la composición faunística de las estaciones, el grupo 1 con las estaciones forestales (Bosque mixto, Hayedo, Abetal alto y bajo, Pinar alto, medio y bajo) más umbrías y húmedas, y el grupo 2 con las zonas abiertas formadas por pastos, arbustos y monte bajo (Carrascal, Aliagar, Erizal, Quejigal y Cubilar), más áridas y degradadas, como apreció Rambla (1985) en base a la composición faunística de las estaciones. El análisis NMDS (Fig. 1) ha situado en la parte derecha las estaciones forestales (grupo 1), y en la parte izquierda las zonas abiertas (grupo 2).

El análisis de similitud ANOSIM (tabla III) ha estimado que las estaciones del grupo 1 tienen una composición específica similar ($p > 0,05$), con Bosque mixto y Pinar alto siendo las estaciones que presentan diferencias significativas entre ellas y con otras del grupo; además, Bosque mixto presenta diferencias significativas con Hayedo ($p \leq 0,01$) y con Aliagar del grupo 2 ($p \leq 0,05$). Dentro del grupo 2, tan sólo Cubilar y Quejigal presentan diferencias significativas ($p \leq 0,01$). El análisis SIMPER (Tabla III) ha mostrado mayores porcentajes de disimilitud entre las estaciones de los dos grupos y menores entre las estaciones de cada grupo, excepto Bosque Mixto, cuyos valores más bajos de disimilitud fueron, de nuevo, con una estación de cada grupo, Aliagar y Hayedo. Además, el test SIMPER (Tabla IV) ha mostrado que el grupo 1 tiene mayor porcentaje promedio de similitud interna que el grupo 2, aumentando la similitud en ambos grupos si se descarta Bosque mixto. La especie que más contribuye a la similitud interna del grupo 1 es *O. hansenii*, junto con *O. troguloides*, mientras que el grupo 2 debe su similitud interna a *O. troguloides* y *P. opilio*. *O. troguloides* y *Leiobunum rotundum* contribuyen a la similitud interna de ambos grupos debido a que fueron las especies más frecuentes del estudio tras *O. hansenii* y *P. opilio*.

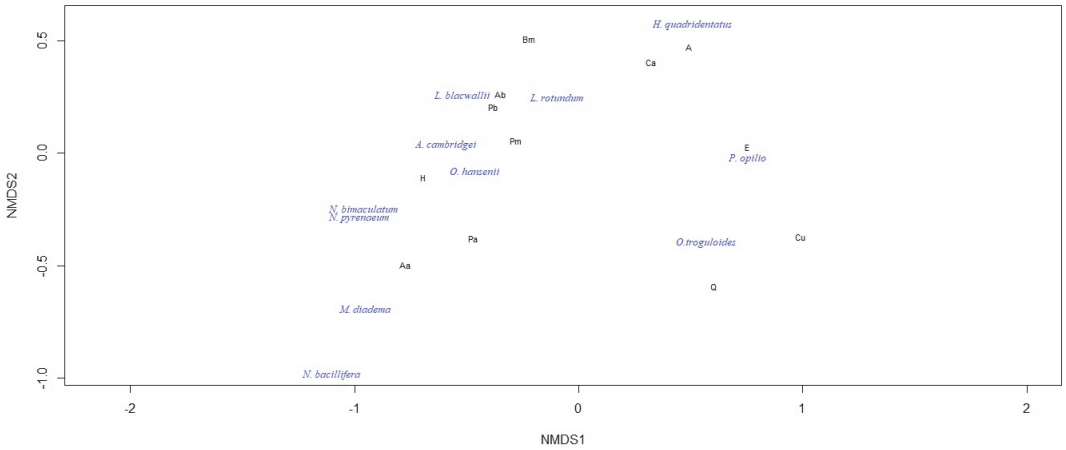


Fig. 1. NMDS de las estaciones con datos de abundancia (índice de Bray-Curtis).

Tabla III: ARRIBA: Análisis de similitud ANOSIM entre cada par de estaciones con datos de abundancia (índice de Bray-Curtis), con la corrección de Bonferroni, n. s., no significativo; w, p ≤ 0,05; ww, p ≤ 0,01; www, p ≤ 0,001, ABAJO: Test SIMPER del promedio de disimilitud (%) entre cada par de estaciones con datos de abundancia (índice de Bray-Curtis). Nombres completos de las estaciones en Tabla II. / ***Table III:*** *ABOVE: ANOSIM similarity analysis between each pair of stations based on abundance data (Bray-Curtis index), n. s., no differences; w, p ≤ 0.05;ww, p ≤ 0.01; www, p ≤ 0.001, BELOW: SIMPER test of average dissimilarity (%) between each pair of stations based on abundance data (Bray-Curtis index). Complete names of sites in Table II.*

Estaciones		Grupo 2					Grupo 1						
		Cu	Q	Ca	E	A	Bm	Pa	H	Pb	Pm	Ab	Aa
Grupo 2	Cu	–	ww	www	www	www	www	www	www	www	www	www	www
	Q	29,8	–	www	www	www	www	www	www	www	www	www	www
	Ca	47,9	57,5	–	www	www	www	www	www	www	www	www	www
	E	28,6	28,2	36,0	–	www	www	www	www	www	www	www	www
	A	56,2	53,0	33,0	35,5	–	w	www	www	www	www	www	www
Grupo 1	Bm	77,9	67,1	50,2	54,8	35,2	–	www	ww	www	www	www	www
	Pa	58,1	52,1	69,9	58,7	75,4	61,8	–	www	ww	n.s.	www	w
	H	77,4	70,4	50,5	61,4	60,2	38,8	45,5	–	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Pb	77,5	63,2	48,6	67,3	66,4	47,2	40,0	27,1	–	n.s.	n.s.	n.s.
	Pm	63,3	48,3	50,6	54,8	67,2	51,2	28,1	32,0	13,2	–	n.s.	n.s.
	Ab	71,8	62,6	50,0	63,6	64,8	53,9	37,6	28,4	14,5	17,3	–	n.s.
	Aa	70,9	54,9	59,8	60,8	65,9	44,3	31,5	28,3	20,1	20,4	29,4	–

Tabla IV: Test SIMPER del promedio de similitud interna (%) entre los grupos y contribución (%) de las especies, con datos de abundancia (índice de Bray-Curtis). / ***Table IV:*** *SIMPER test of average internal similarity (%) between groups and species contribution (%) based on abundance data (Bray-Curtis index).*

		Grupo 1	Grupo 1 sin BM
Similitud interna (%)		**66,1**	**72,4**
Contribución especies (%)	*O. hansenii*	41,6	42,8
	O. troguloides	21,6	21,5
	L. rotundum	14,2	13,2
	L. blackwallii	11,8	12,4
	A. cambridgei	6,5	6,1
		Grupo 2	**Grupo 2 con BM**
Similitud interna (%)		**59,4**	**53,9**
Contribución especies (%)	*O. troguloides*	45,5	42,9
	P. opilio	31,4	23,0
	H. quadridentatus	10,9	16,3
	L. rotundum	8,9	11,9

Tabla V. Especies indicadoras de los dos grupos de estaciones. Ind. Val., valor indicativo; p, probabilidad: s.l., nivel de significación (n.s., no significativo; w, p ≤ 0,05; ww, p ≤ 0,01; www, p ≤ 0,001). / ***Table V.*** *Indicator species of sites groups, Ind. Val.. indicator value; p, probability; s.l., significance level (n.s., no significativo; w, p ≤ 0.05; ww, p ≤ 0.01; www, p ≤ 0.001).*

Especies indicadoras	Grupos	Ind. Val.	p	s.l.
A. cambridgei	1	1,0	0,005	ww
O. hansenii	1	0,997	0,005	ww
L. blackwallii	1	0,956	0,020	w
P. opilio	2	0,976	0,010	ww

Especies indicadoras (Tabla V). Se han identificado cuatro especies indicadoras, *A. cambridgei, O. hansenii* y *Leiobunum blackwallii* para el grupo 1 y *P. opilio* para el grupo 2.

Discusión

Los análisis estadísticos han confirmado la existencia de los dos grupos sugeridos por Rambla según su composición específica, con mayor similitud interna entre las formaciones boscosas, aunque Bosque mixto no parece encajar en ningún grupo. Los bosques albergan mayor riqueza y abundancia que las zonas abiertas, como se constató en la Reserva de Muniellos (Merino-Sainz & Anadón, 2015), pero hay excepciones como Bosque mixto que presenta la menor abundancia pero elevada diversidad. Los agregados de especies que caracterizan cada localidad pueden detectar diferentes tipos de bosques, reflejando determinados factores abioticos que afectan al microclima y los diferentes tipos de vegetación (Mitov, 2007; Merino-Sainz & Anadón, 2015). Los bosques caducifolios del Macizo, los más diversos, son muy higrófilos y con una densa capa de hojarasca y mantillo que no permite el desarrollo del musgo, al contrario que en los bosques de coníferas, y Pinar alto es un pinar aclarado con hayas maduras, hojarasca y un pobre estrato muscinal. En Muniellos se detectaron dos principales cluster de localidades con diferentes especies indicadoras, diferenciando los bosques de la zona baja del valle de los de las zonas más elevadas (Merino-Sainz

& Anadón, 2015). En el Monte Pedroso (Santiago de Compostela) el bosque de ribera presenta una composición específica particular diferente del resto de bosques y plantaciones (Merino-Sáinz *et al*., 2020).

Las cinco estaciones abiertas eran zonas modificadas sometidas a una fuerte presión zooantrópica y posteriormente abandonadas, espacios degradados en regeneración e invadidos por aliagas (*Genista scorpius*) o erizones (*Echinospartum horridum*) donde las inclemencias meteorológicas son muy acusadas (Rambla, 1985). Como sostienen Curtis & Machado (2007), es esperable encontrar menor riqueza y abundancia de opiliones, y una o pocas especies dominantes, al ser ambientes con menor complejidad estructural y menos microhábitats y recursos. Esta hipótesis se cumple en Cubilar y Quejigal, y en menor grado en Erizal, con valores altos de dominancia y baja diversidad (Tabla II); sin embargo, Carrascal y Aliagar presentan elevados valores de diversidad y equidad pese a su escasa abundancia, siendo Carrascal la estación con el máximo valor de "verdadera" diversidad (^{2}D). Como sugiere Rambla (1985), podría existir un microclima que sirviese de refugio, permitiendo el desarrollo de estas especies, como, por ejemplo, las almohadillas de *Echinospartum horridum* y el ambiente existente bajo la masa de carrasca (*Quercus rotundifolia*) donde se acumula hojarasca y se desarrolla una diversa orla arbustiva de especies mediterráneas. La estación más pobre en especies es Cubilar, un antiguo prado de pasto, pero con la mayor abundancia de *O. troguloides.* En los prados de territorios cantábricos de baja altitud también se observa una baja riqueza específica y diversidad pero una extraordinaria abundancia de dos especies: *H. quadridentatus* y *H. laranderas* (Merino-Sainz & Anadón, 2018).

O. troguloides, P. opilio y H. quadridentatus forman un agregado de las estaciones abiertas (Fig.1) contribuyendo a la similitud interna del grupo (Tabla IV), aunque la única especie indicadora es *P. opilio* (Tabla V), ya que *O. troguloides,* especie muy frecuente y ubícua en la parte nororiental de la Península (Rambla, 1973), está presente en todas las estaciones. En Monte Pedroso (Santiago, Galicia), *P. opilio* forma un agregado con *Odiellus seoanei*, dos especies resistentes con preferencia hacia hábitats abiertos, como el brezal-tojal, y *H. quadridentatus* comparte tres de sus cuatro localidades con el agregado (Merino-Sainz *et al*., 2020).

P. opilio es una especie de distribución holártica, ubícua y común en la Península, con elevada capacidad de dispersión y de adaptación a diferentes hábitats, y con preferencia hacia zonas abiertas (Martens, 1978; Mitov, 2007; Merino-Sainz & Anadón, 2015, 2018). En Muniellos también resultó ser especie indicadora del cluster de zonas soleadas de mayor altitud (Merino-Sainz & Anadón, 2015). En el Macizo presenta un valor bajo de amplitud de nicho (Tabla I), ya que solo forma poblaciones importantes en cuatro zonas abiertas (Cubilar, Erizal, Carrascal y Aliagar), faltando o siendo escasa en zonas forestales (Rambla, 1985), como ocurre en Monte Pedroso donde sólo se registró en dos localidades (Merino-Sainz *et al*., 2020), a pesar de ser una especie ubícua y común en la Península. Sin embargo, *P. opilio* presenta valores elevados de amplitud de nicho en Monte Naranco (Oviedo) y Muniellos (suroccidente de Asturias) debido a que es una especie frecuente que sólo forma poblaciones importantes en unas pocas localidades abiertas (Merino-Sainz & Anadón, 2015, 2018). *H. quadridentatus* es una especie oesteuropea que vive en el suelo de bosques caducifolios y también en prados, matorrales o en terrenos abiertos con escasa vegetación y baja humedad del suelo (Sankey & Savory, 1974; Martens, 1978; Merino-Sainz & Anadón, 2018). En otros estudios ha resultado una especie con valores bajos de amplitud de nicho por aparecer en pocas localidades con poblaciones importantes en algunas (Merino-Sáinz *et al.,* 2020), destacando la sorprendente abundancia que alcanza en los prados en Asturias y Cantabria, siendo especie indicadora de los mismos y la que más contribuye a la identidad del cluster (Merino-Sainz & Anadón, 2018). En el Macizo es más abundante en las dos estaciones más pobres, Aliagar y Bosque mixto.

El resto de las especies aparecen vinculadas a las zonas forestales, con tres especies indicadoras: *A. cambridgei, O. hansenii* y *L. blackwallii*. *A. cambridgei* es una especie europea con preferencia hacia suelos de bosques sombreados, prados y pastos, con un microclima de humedad y temperatura constante (Todd, 1949; Sankey & Savory, 1974; Merino-Sainz & Anadón, 2015, 2018). En otros estudios resulta ser una especie rara, donde también aparece en suelos de bosques (Merino-Sainz & Anadón, 2015; Merino-Sainz *et al*., 2020), excepto en el Monte Naranco donde es una especie frecuente con un nicho amplio, presente tanto en zonas abiertas como en forestales (Merino-Sainz & Anadón, 2018). *O. hansenii* es una especie atlántica, abundante en el oeste de Europa y las islas Británicas (Todd, 1949; Spoek, 1963; Sankey & Savory, 1974; Martens, 1978; Winjhoven, 2009), que ocupa el norte de la Península hasta la Serra dos Ancares (Lugo) (Martens, 1978; Feliú-García, 1981; Prieto & Zubiaga, 1986; Luque, 1992; Rambla, 1998; Rosa-García *et al.,* 2010; Méndez *et al*., 2013; Prieto *et al*., 2020). La especie ocupa formaciones forestales, predominantemente bosques caducifolios y coníferas, como se observa en el Macizo, aunque como no requiere mucha humedad, en las áreas donde es abundante se encuentra en otro tipo de hábitats, incluso en ambientes antropógenos (Todd, 1949; Spoek, 1963; Sankey & Savory, 1974; Martens, 1978; Feliú-García, 1981; Hillyard, 2005; Merino-Sainz & Anadón, 2008; Winjhoven, 2009).

L. blackwallii y *L. rotundum* son dos especies europeas muy frecuentes y abundantes en la franja norte peninsular (Prieto & Fernández, 2007) que pueden aparecer en hábitats variados, llegando a ocupar ambientes antropógenos (Todd, 1949; Williams, 1962; Sankey & Savory, 1974; Martens, 1978; Merino-Sainz & Anadón, 2013, 2015, 2018). Varios autores (Todd, 1949; Sankey & Savory, 1974; Martens, 1978; Hillyard, 2005) afirman que *L. rotundum* es más abundante, frecuente y con una valencia ecológica mayor que *L. blackwallii*, pudiendo ocupar espacios abiertos, más áridos y mucho más vinculada a zonas antropógenas, mientras que *L. blackwallii* prefiere biotopos húmedos y es más frecuente en bosques, aunque también puede ocupar otro tipo de hábitats. En el Macizo se ha observado esta pauta, *L. rotundum* presenta un nicho más amplio y ocupa estaciones de marcada aridez donde faltaba *L. blackwallii,* especie indicadora de estaciones forestales. En Muniellos ambas especies resultaron ser especies indicadoras del cluster de bosques sombreados de baja altitud, con una abundancia y amplitud de nicho similar (Merino-Sainz & Anadón, 2015). Sin embargo, en muestreos sistemáticos en Cantabria, Asturias y Pontevedra, *L. blackwallii* fue más abundante, pero más escasa en zonas forestales, y se encontró en todos los puntos muestreados y alcanzó un elevado valor de amplitud de nicho; y *L. rotundum* fue más escasa y menos frecuente, presentando un nicho más estrecho y prefiriendo los bosques sombreados, siendo

especie indicadora del cluster de zonas forestales en Monte Naranco (Merino-Sainz & Anadón, 2013, 2015, 2018). En Monte Pedroso solo apareció *L. blackwallii*, mostrando un nicho amplio pese a no ser muy abundante (Merino-Sainz *et al*., 2020).

Conclusiones

Según los análisis estadísticos empleados, se han identificado dos grupos de estaciones, uno que engloba las zonas forestales, más umbrías, húmedas y con mayor complejidad estructural (grupo 1), y otro con los espacios abiertos, degradados y en regeneración (grupo 2), aunque Bosque mixto no parece encajar en ningún grupo. Las estaciones con mayor diversidad, equidad y menor dominancia fueron bosques: Hayedo, Carrascal (mayor diversidad verdadera ^{2}D), Bosque mixto y Abetal bajo. En dos estaciones abiertas, Cubilar y Quejigal, se cumplió la premisa de baja diversidad y pocas especies con una marcada dominancia de *O. troguloides.* Existe un agregado de especies de zonas abiertas formado por *O. troguloides P. opilio y H. quadridentatus,* con *P. opilio* como especie indicadora. El resto aparecen vinculadas a las zonas forestales, con O. *hansenii, A. cambridgei* y *L. blackwallii* como especies indicadoras.

Agradecimiento

A Marcos Méndez por su inestimable colaboración, revisión y sugerencias en estadística que han ayudado a mejorar considerablemente el manuscrito.

Bibliografía

CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd. Plymouth.

CURTIS, D. J. & G. MACHADO 2007. Ecology. In: *Harvestmen. The biology of opiliones*, Pinto-daRocha, R., Machado, G. & G. Giribet (eds). Harvard University Press, Cambridge, pp 280–308.

DE CÁCERES, M., P. LEGENDRE, S. K. WISER & L. BROTONS 2012. Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution,* **3**: 973–982.

FELIÚ-GARCÍA, J. 1981. Contribución al conocimiento de los Opiliones de Navarra. *Tesis Licenciatura, Universidad de Navarra,* 111 pp.

HAMMER, Ø. 2020. PAleontological STatistics (Version 4.04). Reference manual. https://www.nhm.uio.no/english/research/ infrastructure/past/downloads/past4manual.pdf

HILLYARD, P. D. 2005. *Harvestmen: keys and notes for the identification of British species*. Synopses of the British Fauna 4 (3rd edn). Field Studies Council, Shrewsbury. 167 pp.

HORTAL, J., P. GARCÍA-PEREIRA & E. GARCÍA-BARROS 2004. Butterfly species richness in mainland Portugal: Predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography*, **27**: 68– 82.

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

LUQUE, C. 1992. Contribución al conocimiento de los opiliones epígeos e hipógeos de Cantabria (España). I Aportaciones al catálogo (Arachnida: Opiliones: Palpatores). *Actas del V Congreso Español de Espeleología,* 143–157. Camargo (Santander).

MARTENS, J. 1978. *Spinnentiere, Arachnida: Weberknechte, Opiliones*. Die Tierwelt Deutschlands, v. 64. G. Fischer Verlag, Jena. 464 pp.

MÉNDEZ, M., E. MORANO & C. E. PRIETO 2013. Arácnidos (Arachnida: Araneae y Opiliones) recogidos durante las XI Jornadas del GIA en Somiedo (Asturias), septiembre 2010. *Revista Ibérica de Aracnología*, **22**: 131–135.*

MERINO-SAINZ I. & A. ANADÓN 2008. La fauna de Opiliones (Arachnida) de la Reserva Integral Natural de Muniellos (Asturias) y del noroeste de la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **43**: 199–210.*

MERINO-SAINZ I. & A. ANADÓN 2013. La fauna de Opiliones (Arachnida) de Asturias y Cantabria (España): catálogos e importancia de las especies y de los endemismos. *Revista Ibérica de Aracnología*, **23**: 57–77.*

MERINO-SAINZ, I. & A. ANADÓN 2015. Local distribution patterns of harvestmen (Arachnida: Opiliones) in a Northern temperate Biosphere Reserve landscape: influence of orientation and soil richness. *Belgian Journal of Zoology*, **145**(1): 3–17.

MERINO-SAINZ, I. & A. ANADÓN 2018. Land use influences harvestman diversity in northern Spain: a case study involving secondary grasslands and forest plantations (Arachnida: Opiliones). *Journal of Insect Conservation*, **22**(3-4): 363–376.

MERINO-SAINZ, I., Y. GUTIÉRREZ-MOIRÓN, J. C. OTERO, J. HERNÁNDEZ-CORRAL & C. E. PRIETO 2020. Estudio ecológico y fenológico de los Opiliones (Arachnida) de Monte Pedroso (Santiago de Compostela, A Coruña). *Revista Ibérica de Aracnología*, **36**: 119–127.*

MITOV, P. 2007. Spatial Niches of Opiliones (Arachnida) from Vitosha Mountains, Bulgaria. In: Fet, V. & Popov A. (Eds.), *Biogeography and Ecology of Bulgaria*, *Monographiae Biologicae*, 82: 423–446.

MITOV, P. & I. STONAYOV 2005. Ecological profiles of harvestmen (Arachnida, Opiliones) from Vitosha Mountains (Bulgaria): A mixed modeling approach using GAMS. *The journal of Arachnology,* **33**(2): 256–268.

PEDROCCHI-RENAULT, C. 1985. Los artrópodos epígeos del macizo de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca). I. Introducción general a su estudio. *Pirineos*, **124**: 5–52.

PRIETO, C. E. & A. ZUBIAGA 1986. Sobre algunos opiliones del extremo norte del sistema Ibérico; (Sierra de la Demanda y Tierra de Cameros). *Actas do II Congreso de Entomologia, Boletim da Sociedade portuguesa de Entomologia*. Supl., 1 (3): 373–382*,* Lisboa.

PRIETO, C. E. & J. FERNÁNDEZ 2007. El género *Leiobunum* C.L. Koch, 1839 (Opiliones: Eupnoi: Sclerosomatidae) en la Península Ibérica y el norte de África, con la descripción de tres nuevas especies. *Revista Ibérica de Aracnología*, **14**: 135−171.*

PRIETO, C. E., Y. GUTIÉRREZ-MOIRÓN, I. MERINO-SAINZ, J. C. OTERO & J. HERNÁNDEZ-CORRAL 2020. Los Opiliones de Monte Pedroso (Santiago de Compostela, La Coruña), y una actualización del catálogo para Galicia con datos para otras provincias. *Revista Ibérica de Aracnología*, **36**: 48–58.*

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014. R: a language and environment for statistical computing. "Sock it to Me" The R Foundation for Statistical Computing Platform: i386-w64-mingw32/i386 (32-bit).

RAMBLA, M. 1973. Contribución al conocimiento de los Opiliones de la Fauna Ibérica. Estudio de las especies ibéricas de los géneros *Odiellus* y *Lacinius* (Fam. Phalangiidae). *Publicaciones Instituto Biología Aplicada*, **54**: 5−38.

RAMBLA, M. 1985. artrópodos epígeos del macizo de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca). IV. Opiliones. *Pirineos*, **124**: 87–169.

RAMBLA, M. 1998. Opiliones (Arachnida) presentes en la fauna aragonesa. *Catalogus de la Entomofauna Aragonesa*, **17**: 3−7.*

ROSA-GARCÍA, R., F. J. OCHARAN, U. GARCÍA, K. OSORO & R. CELAYA 2010. Arthropod fauna on grassland-heathland associations under different grazing managements with domestic rumiants. *Comptes Rendus Biologies*, **333**: 226–234.

SANKEY, J. H. P. & T. H. SAVORY 1974. *British Harvestmen Arachnida: Opiliones.* Synopses of the British Fauna Nº4. The linnean society of London by Academic Press London and New York. 76 pp.

SPOEK, G. L. 1963. The Opilionida (Arachnida) of the Netherlands. *Zoologische Verhandelingen*, **63**: 1–70.

STATSOFT. 2001. STATISTICA (data analysis software system and computer program manual). Versión 6. StatSoft, INC., Tulsa, OK.

TODD, V. 1949. The habits and ecology of the British Harvestmen (Arach., Opiliones) with special reference to those of the Oxford. *Journal of Animal Ecology*, **18**(2): 209–216.

TUOMISTO, H. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, **164**: 853–860.

WIJNHOVEN, H. 2009. De Nederlandse hooiwagens (Opiliones). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, Supplement, 5–118. English translation.

WILLIAMS, G. C. 1962. Seasonal and diurnal activity of harvestmen (Phalangida) and spiders (Araneida) in contrasted habitats. *Journal of Animal Ecology*, **31**: 23–42.

* Referencias disponibles en www.sea-entomologia.org