

ARTÍCULO:

La comunidad de ácaros oribátidos (Acari: Cryptostigmata) en diversos hábitats naturales y alterados de Navarra (Sur de Europa)

María L. Moraza

Departamento de Zoología y Ecología,
Facultad de Ciencias,
Universidad de Navarra,
C/ Iruñlarrea 1, Pamplona 31008
(Navarra), España.
Tel: 34 948 425600;
Fax: 34 948 425649.
mlmoraza@unav.es

Revista Ibérica de Aracnología

ISSN: 1576 - 9518.

Dep. Legal: Z-2656-2000.

Vol. 17

Sección: Artículos y Notas.

Pp: 71 - 82

Fecha publicación: 30 Noviembre 2009

Edita:

Grupo Ibérico de Aracnología (GIA)

Grupo de trabajo en Aracnología

de la Sociedad Entomológica

Aragonesa (SEA)

Avda. Radio Juventud, 37

50012 Zaragoza (ESPAÑA)

Tef. 976 324415

Fax. 976 535697

C-elect.: amelic@telefonica.net

Director: Carles Ribera

C-elect.: cribera@ub.edu

Índice, resúmenes, abstracts

vols. publicados:

<http://www.sea-entomologia.org>

Página web GIA:

<http://gia.sea-entomologia.org>

Página web SEA:

<http://www.sea-entomologia.org>

ARTÍCULO:

La comunidad de ácaros oribátidos (Acari: Cryptostigmata) en diversos hábitats naturales y alterados de Navarra (Sur de Europa)

María L. Moraza

Resumen:

Se analiza el efecto que produce sobre la comunidad de oribátidos la sustitución de un robledal y un hayedo por alerce (*Laryx kaempheri*), la sustitución del hayedo natural por un pinar autóctono de *Pinus sylvestris* y la tala de un hayedo natural. La repoblación con alerce en ambos casos produce un cambio en la composición de la comunidad de oribátidos, un descenso significativo de riqueza en el caso de la sustitución del robledal y un descenso de uniformidad cuando se sustituye el hayedo. La tala del hayedo puede suponer un descenso del balance poblacional y de diversidad, incluso cuando después de la tala se produce la sustitución del hayedo por el pinar autóctono. La similitud entre las comunidades de oribátidos es mayor entre aquellas procedentes de suelos de la misma región geográfica que entre comunidades del mismo tipo de hábitat. Se citan 233 especies de ácaros oribátidos.

Palabras clave: Acari, Cryptostigmata, análisis de la comunidad, índices de diversidad.

Oribatid mites community in natural and altered habitats of Navarra (Southern Europe) (Acari: Cryptostigmata)

Abstract:

The effect of the reforestation of a natural oak and beech forest with *Laryx kaempheri*, of a natural beech forest with autochthonous *Pinus sylvestris*, and the cutting of the beech forest on the oribatid mite's communities is analyzed. Reforestations with larch in both cases, induces a strong change in the species composition of the natural community, a significant decrease of the species richness when the oak is reforested, and a decrease of equitability when the reforested is the beech forest. The cutting of the beech forest may induce a decrease of population balance and diversity, even when a natural substitution of the beech by an autochthon pine occurs after the cutting. The similarity of oribatid communities is greater between communities from the same soils of the same geographic region than between communities from the same forest-type of different regions. A total of 233 species of oribatid mites are recorded.

Keywords: Acari, Cryptostigmata, community analysis, diversity indexes.

Introducción

Uno de los objetivos faunísticos sigue siendo el conocimiento de la diversidad animal en los distintos ambientes, a la vez que mejorar y establecer nuevas tecnologías (claves iconográficas interactivas, DNA Barcoding (CBOL), sistemas de muestreo y extracción de fauna edáfica, etc.) que, además de facilitar la ardua tarea de la identificación de los taxones, sirvan para reconocer, evaluar y entender las alteraciones o cambios en el medio causadas por los distintos tipos de explotación forestal o agrícola, contaminación ambiental o cambios climáticos (Siepel, 1996; Maraun & Scheu, 2000).

Los ácaros, y concretamente los oribátidos, son sumamente diversos, con más de 6.500 especies conocidas actualmente y habitantes típicos del suelo. El conocimiento que se tiene de los oribátidos en España es amplio gracias a los extensos trabajos de Carlos Pérez-Iñigo (p. ej. 1993, 1997) y L.S. Subías (p. ej. 2001, 2004) entre otros. Estos ácaros han sido utilizados como bioindicadores del estado y salud del medio en numerosas ocasiones, tanto en sistemas agrícolas (Behan-Pelletier, 1999; Arroyo *et al.*, 2003, 2005) como en bosques y praderas (Arbea & Jordana, 1985, 1988; Jordana *et al.*, 1987; Iturrondobeitia & Saloña, 1985; Ariño *et al.*, 1992; Iturrondobeitia & Saloña, 1992a y b; Iturrondobeitia *et al.*, 1997; Van Straalen, 1997; Huhta & Niemi, 2003; Migliorini *et al.*, 2003; Lindger & Benstsson, 2004; Minor & Norton, 2004; Moraza, 2006, 2007) y es por este motivo que nos planteamos utilizarlos en esta ocasión para obtener información sobre cambios producidos por la sustitución total o parcial de bosques naturales con especies alóctonas o por la tala de estos. Las repoblaciones con pino y alerce sustituyendo a robledales y hayedos naturales navarros ya fueron motivo de estudio (Moraza, *en prensa*), así como los efectos de estas sustituciones sobre las comunidades de ácaros oribátidos, colémbolos y nematodos (Jordana *et al.*, 1987; Arbea & Jordana, 1988; Ariño *et al.*, 1992), pero quedan otros medios por analizar.

El presente trabajo pretende ser una contribución al conocimiento de la diversidad y de la estructura poblacional de los oribátidos en la Península Ibérica y en Navarra particularmente.

Material y Métodos

LUGARES DE MUESTREO: Los hábitats muestreados se localizan en regiones climáticas diferentes en el Norte de Navarra.

- *En el Valle de Atez*, en la región húmeda que soporta una precipitación media anual 1.200 – 1.600 mm., se estudió:

- Un robledal natural de *Quercus pyrenaica* Wild en un estado regresivo como consecuencia de la actividad de reforestación en la zona. Se trata de un bosque heterogéneo en el cual la hibridación con *Quercus robur* L. y *Quercus pubescens* Wild no es rara. Este bosque pertenece a la asociación vegetal *Festuco-Quercetum pyrenaicae* y *Blechno-Quercetum roboris* (Bascones) y está asentado sobre un suelo alfisol (Udalfs) a una altitud de 770 m. Este robledal pertenece a la localidad de Beunza (coordenadas UTM: 30TXN044584).

- Un alerce (*Larix kaempheri* [Lamb.] Carrière) de repoblación que sustituye al robledal natural anterior y que está localizado en la misma zona y tipo de suelo. Este bosque se encuentra en el municipio de Erize (UTM: 30TXN58), a una altitud de 593 m.

- *En la región perhúmeda* (precipitación media anual 1.600 - >1.800 mm.), en la Reserva de Quinto Real, se seleccionó:

- Un alerce de 100 años de antigüedad en el interior de un hayedo natural de *Fagus sylvatica* L. (serie de vege-

tación *Saxifraga hirsutae-Fageto sylvaticae Sigmelum*, bosque previamente estudiado por Moraza *et al.*, 1988 y Moraza, 2006. Este bosque pertenece al término de Preseta (UTM: 30TXN210625), altitud 800 m. Los árboles se encuentran muy dispersos permitiendo la entrada de luz en el sotobosque.

- Una pradera de la misma edad resultante de la tala del hayedo anterior a una altitud de 950 m., en el término de Brangueta (UTM: 30TXN210625).

- *En la localidad de Bigüezal* se estudiaron dos medios:

- Un pinar de *P. sylvestris* (UTM: 30TXN5324) a una altitud de 817 m. Este pinar sustituye de manera natural al hayedo de *F. sylvatica*. *Pinus sylvestris* es una especie autóctona en esta región y el pinar motivo de estudio apareció de forma natural con posterioridad a la tala del hayedo natural realizada 150 años antes.

- Un pradera de altura de 100 años de antigüedad en el momento del estudio, resultante de la tala del pinar anterior y dedicada al pastoreo.

MUESTREO: El muestreo se realizó en los meses de Abril, Agosto, Noviembre y Enero (1982-1983). Se muestreó en cada estación una única superficie de 25 x 25 cm. y se separaron, cuando fue posible, tres horizontes o capas del suelo: la hojarasca (Aoo), la capa húmica (H) y la capa mineralizada (B). La profundidad de la muestra dependía de la cantidad de hojarasca en el suelo. El peso de cada muestra fue de 800 a 1000 g. De esta forma se obtuvieron un total de 29 muestras (24 de hojarasca, 16 de humus y 24 de suelo mineral).

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS: En el momento del muestreo, y en el mismo punto, se midió la temperatura en la superficie del suelo, la temperatura a una profundidad de 10-15 cm., y el pH medido en agua destilada, tanto en superficie como en profundidad. La humedad del suelo (% de agua en la muestra) se calculó mediante la diferencia entre los pesos de la muestra recién obtenida (peso fresco) y la muestra tras su secado a 20 °C y 40% de humedad. Las abreviaturas de éstos parámetros son: T^a s: temperatura del suelo en superficie; T^a p: temperatura del suelo en profundidad; pH H₂O s: pH del suelo superficial; pH H₂O p: pH del suelo a 10-15 cm de profundidad.

MÉTODO DE EXTRACCIÓN: La mesofauna se extrajo de las muestras usando el método de Tullgren y los ácaros se examinaron con un microscopio de luz previo aclarado con ácido láctico.

ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y ESTADÍSTICOS: Los parámetros biológicos de la comunidad se calcularon para cada lote de muestras estacionales (sumando los ejemplares de las tres capas del suelo), y para la muestra global, producto de la suma de todas las muestras y considerada como representativa de la comunidad en ese hábitat. El cálculo de estos índices se realizó con el programa Bio-Diversity Pro V.2 (McAleece *et al.*, 1997). Los índices de diversidad calculados, además de la abundancia de las especies, fueron: el número de taxones o riqueza (R),

el índice de Shannon (H') y la equitabilidad (J') (diversidad relativa). En el cálculo de los índices de diversidad se ha utilizado el logaritmo en base 2.

Los resultados de ANOVA sirvieron para establecer la existencia o no de diferencias significativas entre las densidades poblacionales de las comunidades de oribátidos en el medio natural y en el repoblado o resultante de la tala.

Las diferencias entre las diversidades de las comunidades se analizaron usando el procedimiento de *bootstrapping* (típico modo de comparar diversidades entre dos muestras tomadas en igualdad de condiciones con datos de abundancia) con el fin de estimar los intervalos de confianza para estos parámetros; el valor de probabilidad $p \leq 0.05$ indica una diferencia significativa entre el índice de diversidad de las dos muestras (Hammer *et al.*, 2001).

La similaridad entre las comunidades de los tres bosques se calculó aplicando el índice de similaridad de Jaccard (1908) (presencia o ausencia de especies) considerando todas las especies encontradas y el índice de solapamiento cenótico de Horn (1966) (teniendo en cuenta la abundancia de cada especie) considerando las especies con una abundancia media superior al 1%. Para construir el dendrograma se utilizó el algoritmo de clasificación de UPGMA: Unweighted pair-group average. Para el análisis estadísticos se ha utilizado el software "PAST" desarrollado por Hammer *et al.*, (2001).

Los ácaros se encuentran depositados en el Museo de Zoología de la Universidad de Navarra, Pamplona (España).

Resultados y Discusión

COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES (Tablas 1, 2).

Se han encontrado un total de 233 especies de oribátidos muchas de las cuales son comunes a los seis hábitats estudiados. El bosque con una mayor riqueza específica ha sido el alerce de sustitución al hayedo en Quinto Real (114 especies), mientras que el más pobre ha sido el alerce que sustituye al robledal en Erize (76 especies). El porcentaje de individuos adultos encontrados en las distintas comunidades oscila entre el 53-73%.

Robledal (Beunza). Este bosque natural cuenta con seis especies dominantes (abundancia media $\geq 5\%$) y 38 especies raras (abundancia $\leq 1\%$). El grupo de especies más abundantes en el material recogido son *Haplozetes vindobonensis* (Willmann, 1935) (11%), *Xenillus tegeocranus* (Hermann, 1804) (8%), *Phthiracarus ligneus* Willmann, 1931 (7.6%) y *Steganacus magnus magnus* (Nicolet, 1855) (7.5%).

Alerce (Erize). En el suelo de este alerce nos encontramos con *Minunthozetes semirrufus* C.L. Koch, 1841 (13%), *Achipteria nitens* (Nicolet, 1855) (10%) y *Camisia spinifer* (C. L. Koch, 1836) (9%) como especies dominantes. Otras 3 especies muestran abundancias $>5\%$.

Alerce (Quinto Real). Las especies más abundantes en este bosque son *Disorhina ornata ornata* (Oudemans,

1900) (29%) y *Achipteria coleoprata* (Linnaeus, 1758) (10%); otras 91 son raras.

Pradera (Quinto Real, Erreguerena). Seis especies muestran una abundancia relativa $\geq 5\%$ en este prado y *Scheloribates fimbriatus* (Thor, 1930) es la dominante (13%); 58 especies son raras.

Pradera (Bigüezal). Solo cuatro especies tienen una abundancia relativa $\geq 5\%$ y 70 son raras. En esta pradera hay dos especies dominantes, *M. semirrufus* (22%) y *Anoribatella subsimilis* (Mihelcic, 1956) (20%).

Pinar (Bigüezal). Cinco especies vuelven a ser las más abundantes y 86 las raras. Este rico pinar cuenta con *Hungarobelba visnyai* (Balogh, 1938) (27%) y *Galumna tarsipennata* Oudemans, 1913 (14%) como especies dominantes.

DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES (Tabla 2).

Aunque el hábitat más rico en especies ha sido el alerce de repoblación en el hayedo de Quinto Real (114 especies), al comparar los índices de diversidad calculados para los seis medios, observamos que la comunidad de la pradera resultante de la tala de este hayedo es la que se encuentra en mejores condiciones de diversidad (5.07) y balance poblacional (0.8), aunque no es la más rica (80 especies). Los valores de estos parámetros en el robledal natural y en el alerce de repoblación que sustituye a este se aproximan a los anteriores (J' es 0.75).

Las comunidades del pinar y el prado de la localidad de Bigüezal son las menos diversas ($H' = 4-4.26$) y estables ($J' = 0.61-0.66$).

En cuanto a los valores de estos índices en las muestras estacionales podríamos decir que el verano es la estación menos favorable (menor diversidad) en la mayoría de los hábitats estudiados.

SUSTITUCIÓN DEL ROBLEDAL POR ALERCE.

Si comparamos los parámetros físico-químicos del suelo muestreado en ambos bosques (Tabla 3), no observamos diferencias en la humedad relativa de las muestras y en la temperatura del suelo en superficie y en profundidad, excepto por la T^a de la hojarasca del alerce en verano (3 °C más elevada que en el robledal), lo que podría causar el descenso de abundancia y diversidad en estas muestras (Tabla 2).

La sustitución del robledal no afecta a la diversidad de Shannon y a la equitabilidad (Tabla 2), pero si produce un cambio significativo en la composición de la comunidad. El 40% de las especies presentes en el robledal se pierden (39 especies) y solo el 86% de las pérdidas son sustituidas por otras, produciéndose un significativo descenso de riqueza. La reforestación induce al aumento de la densidad de algunas especies [p. ej. *C. spinifer*, *Ceratoppia bipilis* (Hermann, 1804), *Hemileius initialis* (Berlese, 1908), *Liacarus coracinus* (C.L. Koch, 1841)] y un importante descenso de otras que eran dominantes en el biotopo natural (p. ej. *Ph. ligneus*, *Quadrioppia quadricarinata* (Michael, 1885), *X. tegeocranus* y *St. magnus magnus*). El análisis de ANOVA entre las densidades poblacionales de ambos medios no muestra diferencias significativas ($p = 0.983$).

SUSTITUCIÓN DEL HAYEDO POR ALERCE.

La reforestación con alerce en el hayedo de Quinto Real se llevo a cabo en el interior de éste, creando "manchas de alerce" inmersas en el hayedo. Cuando comparamos la comunidad de sus oribátidos, observamos como éstos comparten 36 especies, incluidas las especies dominantes en el hayedo: *Oribatula tibialis* (Nicolet, 1855) (5-33%), *A. coleoprata* (25%), *Lauroppia translamellata* (Willmann, 1923) (4-22%) y *Cerachipetria jugata* (Mihelcic, 1956) (18-19%) (Moraza *et al.*, 1980). Esta repoblación induce en la comunidad de oribátidos un aumento de riqueza aunque, a juzgar por el descenso en el valor de equitabilidad J' (de un valor de 0,8 en el hayedo a 0,67 en el alerce), es menos estable, con peor balance poblacional. El aumento de riqueza en el alerce se debe al hecho de que la comunidad de este bosque está constituida por las especies características del hayedo (Moraza *et al.*, 1980) y aquellas que se incorporan a las nuevas condiciones impuestas por la repoblación. Pese al aumento de riqueza específica, no se observan diferencias en los valores de diversidad (H' en el hayedo 4,56-4,88).

LA COMUNIDAD DE ORIBÁTIDOS EN LOS ALERCES.

Los alerces de repoblación estudiados son el resultado de la sustitución de dos bosques naturales diferentes, un robledal y un hayedo, por lo que podríamos esperar comunidades de origen diferentes que reaccionan al cambio de vegetación de forma diferente.

Si comparamos entre si los dos alerces, encontramos que comparten 46 especies de oribátidos, especies que constituyen más del 50% de las especies encontradas en el alerce de Erize y casi el 50% de las especies del alerce de Quinto Real. De esas 46 especies, 43 especies han sido encontradas en el robledal natural y 22 en el hayedo, por lo que se trata de especies con una amplia valencia ecológica.

Aunque no existe diferencia en la composición de sus comunidades, no se observan diferencias significativas entre las diversidades de ambos bosques. Sin embargo, la equitabilidad o uniformidad del alerce de Quinto Real es significativamente menor que la del alerce de Erize [p es 0,003; $t = 1,5453$; $p(\text{same}) = 0,124224$].

SUSTITUCIÓN DEL HAYEDO DE QUINTO REAL POR UN PRADO.

La tala del hayedo ha dado lugar a una comunidad de oribátidos menos rica pero más diversa y estable que la del alerce en esta localidad. Este prado comparte con el hayedo original (Moraza *et al.*, 1980) 30 especies de oribátidos, entre ellas las características y dominantes del hayedo, y algunas mantienen sus altas densidades poblacionales. Sin embargo, *St. magnus magnus*, especie típica de la hojarasca del hayedo, ha desaparecido. A juzgar por los valores de diversidad, la comunidad del prado es tan diversa y estable como la del hayedo original (Tabla 2).

Por otra parte, las comunidades del prado y del alerce son significativamente muy diferentes en composición, estructura y diversidad [p es 0,015, $t = -2,8184$, $p(\text{same})$

= 0,0055484], aunque siguen compartiendo especies dominantes, como *A. coleoprata* y *D. ornata ornata*.

SUSTITUCIÓN DEL HAYEDO DE BIGÜEZAL.

Los dos hábitats estudiados en Bigüezal tiene un origen común, un hayedo europeo de *Fagus sylvatica* talado hace muchos años y cuya comunidad de oribatidos no conocemos, el pinar que de forma natural sustituyó a éste y el prado que se ha gestionado para el pastoreo.

Al comparar la comunidad de los hábitats resultantes, prado y pinar, nos encontramos con dos comunidades diferentes en cuanto a su composición, riqueza y estructura pero con una diversidad no significativamente diferente.

Las especies compartidas son 37 (30% de las especies del pinar), pero 16 de ellas han sido encontrados en los otros hábitats y el resto son especies raras, accidentales en su mayoría.

Cabría destacar el hecho de que el pinar sigue manteniendo como especie dominante a *C. jugata*, especie característica del hayedo navarro (Moraza *et al.*, 1980, Moraza, 1982).

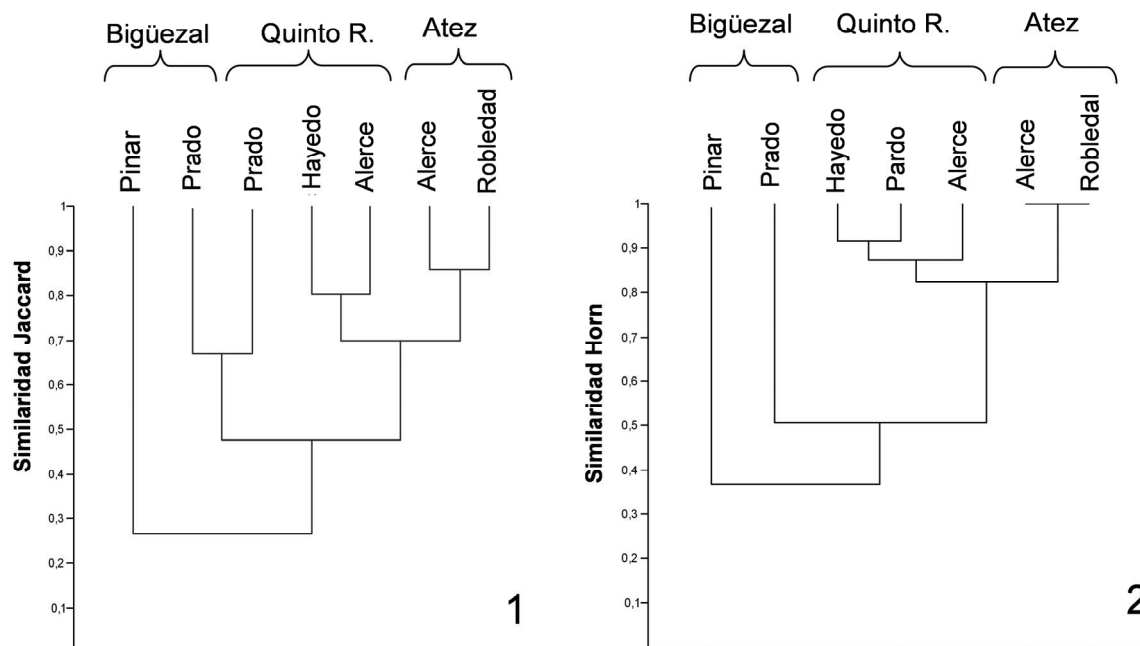
LA COMUNIDAD DEL PRADO.

Por último, al comparar los prados de distinto origen geográfico pero ambos resultantes de la tala del hayedo, encontramos que la riqueza en ambos es muy similar, pero no ocurre lo mismo con su composición y diversidad, esta última significativamente diferente (p es 0; $t = 3,72,74$; $p(\text{same}) = 0,0002689$). Comparten 31 especies, de las cuales la única que cabría mencionar es *S. fimbriatus* por su elevada abundancia en el prado de Quinto Real. El resto son especies de amplia distribución, poca especificidad por el medio y baja densidad poblacional.

ANÁLISIS DE SIMILARIDAD ENTRE LOS MEDIOS.

El diagrama de similaridad obtenido tras la aplicación del índice de Horn (1966) (considerando las especies con una abundancia media superior al 1%), pone de manifiesto la alta similaridad entre las comunidades de oribátidos de las mismas localidades y suelos. El agrupamiento entre las localidades de Quinto Real y Valle de Atez (Beunza y Erize) (Figura 2) nos informaría de la gran similitud entre las comunidades procedentes de suelos del mismo origen geográfico y climático, con independencia del tipo de vegetación que soportan, a la vez que el escaso efecto de la alteración del medio natural en la comunidad de oribátidos. La comunidad del pinar y del prado de Bigüezal son muy diferentes del resto y con una similaridad del 50% entre ellas.

La similaridad de Jaccard (Figura 1) ilustra como el pinar queda totalmente separado de los otros hábitats; los dos prados resultantes de la tala del hayedo y localizados en distintas zonas geográficas se agrupan en un cluster de relativa alta similaridad (similaridad > 0.6) y en otro nos encontramos con los alerces agrupados con sus bosques naturales de origen y con valores de similaridad elevados (similaridad 0.87 en Quinto Real y próximo a 1 en el Valle de Atez).



Figuras 1-2: Dendrograma de similaridad entre hábitats: 1. similaridad de Jaccard; 2. similaridad de Horn.

Este tipo de agrupamiento estaría indicando como la repoblación de alerce no llega a producir un cambio importante en la composición de la comunidad de oribátidos, pero si la tala del bosque natural para convertirlo en prados. Por otro lado, la comunidad del pinar se separa claramente del resto de los hábitats.

Comparando los dendrogramas de las figuras 1 y 2 observamos, que si la presencia o ausencia de determinados taxones en la comunidad de oribátidos podría informar sobre el tipo de vegetación que soporta el suelo que la contiene, más importante son las relaciones interespecíficas en la comunidad, en este caso sus abundancias relativas, condicionadas por parámetros físico-químicos del suelo y del ambiente externo.

Otras consideraciones

A la vista de las especies aparecidas en este estudio, podemos establecer algunas relaciones importantes: Por su exclusiva presencia y/o elevada abundancia poblacional, el robledal queda diagnosticado por *H. vindobonensis*,

el prado de Bigüezal por *A. subsimilis* y *Protoribates capucinus* Berlese, 1908, el pinar de Bigüezal por *Carabodes minusculus* Berlese, 1923, los alerces por *Humerobates rostromellatus* Grandjean, 1936 y los prados por *Fosseremaeus quadripertitus* Grandjean, 1965 y *S. fimbriatus*.

El diagnóstico de especies o de grupos de especies y sus parámetros biológicos puntuales y estacionales (abundancia, frecuencia, sex ratio, etc.), podría convertir a éstas en indicadores del medio que habitan y del estado del mismo, además de aportar otras informaciones históricas y ecológicas.

Financiación

Este trabajo es parte del contrato de investigación N.º 0220 del CAICYT que lleva por título "Efecto de la explotación y repoblación forestal sobre la fauna del suelo".

Bibliografía

- ARBEA, J. J. & R. JORDANA. 1985. Estudio ecológico de la Colembofauna de los Suelos del Macizo de Quinto Real (Pirineos Occidentales) y descripción de dos especies nuevas: *Amurida flagellata* sp. n. y *Onychiurus subedinensis* sp. n. (INSECTA, COLLEMBOLA). *Boletín de la Estación Central de Ecología*, **28**: 57-80.
- ARBEA, J. I. & R. JORDANA. 1988. Efecto de la repoblación con alerce (*Larix kaempferi*) en la zona norte de Navarra, sobre la estructura de las poblaciones de Colémbolos edáficos. II Congr. Mundial Vasco (Biología Ambiental). Ed. Gobierno Vasco, II: 159-170.
- ARIÑO, A. H., M. L. MORAZA, M. A. HERNÁNDEZ & R. JORDANA. 1992. Cambios en la edafofauna de hayedos alterados. *Proceeding of the International*

- Congress on beech. Investigación Agraria, C 060-067.
- ARROYO, J., J. C. ITURRONDOBEITA, A. I. CABALLERO & S. GONZALEZ CARCEDO. 2003. Una aproximación al uso de taxones de artrópodos como bioindicadores de condiciones edáficas en agrosistemas. *Boletín de la SEA*, **32**: 73-79.
- ARROYO, J., J. C. ITURRONDOBEITA, C. RAD & S. GONZALEZ CARCEDO. 2005. Oribatid mite (Acari) community structure in steppic habitats of Burgos Province, central northern Spain. *Journal of Natural History*, **39**(39): 3453-3470.
- BEHAN-PELLETIER, V. M. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**: 411-423.
- HAMMER, Ø., D. A. T HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, **4**(1): 9 pp. http://palaentologia.org/2001_1/past/issue1_01.htm. (18.IX.2008)
- HORN, H. S. 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. *American Naturalist*, **100**: 419-424.
- HUHTA, V. & R. NIEMI. 2003. Communities of soil mites (Acarina) in planted birch stands as compared with natural forest in central Finlands. *Canadian Journal of Forest Research*, **33**: 171-180.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. & M. I. SALONA. 1985. Contribución al estudio sinecológico de los ácaros oribatidos de varios ecosistemas vizcainos (Acarida, Oribatida). *Actas do Congresso Iberico de Entomologia*, **2**(3): 353-362.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. & M. I. SALONA. 1992a. Estudio de las comunidades de oribatidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima; 4. Relación entre fauna y factores del suelo. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, **28**(4): 443-459.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. & M. I. SALONA. 1992b. Relationship between oribatids and physico-chemical soil factors. In: Responses of forest ecosystems to environmental changes, A. Teller, P. Mathy, J.N.R. Jeffers (eds), pp. 969-971. Proceedings of the First European Symposium on Terrestrial Ecosystems, Forests and Woodland. Elsevier Applied Science. London & New York i-xxxiii, 1-1009.
- ITURRONDOBEITIA, J. C., M. I. SALONA, J. PEREDA, A. I. CABALLERO & M. C. ANDRES. 1997. Oribatid mites as an applied tool in studies on bioindication: a particular case. *Abhandlungen-und-Berichte-des-Naturkundemuseums-Goerlitz*, **69**(6): 85-96.
- JACCARD, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société Vandoise des Sciences Naturelles*, **44**: 223-270.
- JORDANA, R., J. I. ARBEA, L. MORAZA, E. MONTENEGROS, M. D. MATEO, M. A. HERNANDEZ & L. HERRERA. 1987. Effect of reforestation by conifers in natural biotopes of middle and South Navarra (Northern Spain). *Revue suisse de Zoologie*, **94** (3): 491-502.
- LINDEL, D. R., P. F. HENDRIX, D. C. COLEMAN & P. C. J. VAN VLIET. 1994. Faunal indicators of soil quality, in: J. W. Doran, D. C. Coelman, D. F. Bezdicsek, B. A. Stewart (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 91-106 (SSSA Special Publication).
- MCALLEECE, N., P. J. D. LAMBSHEAD, G. L. J. PATERSON, J. D. GAGE. 1997. Biodiversity Pro: Free Statistics Software for Ecology. *Geospatial Data Presentation Form: Software Tools. Online Linkage*: <http://www.sams.ac.uk/research/software>
- MARAUN, M. & S. SCHEU. 2000. The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography*, **23**: 374-383.
- MIGLIORINI, M., P. P. FANCIULLI & F. BERNINI. 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida); Hexapoda (Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). *Pedobiologia*, **47**:9-18.
- MINOR, A. A. & R. A. NORTON. 2004. Effects of soil amendements on assemblages of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) in short-rotation willow plantings in central New York. *Canadian Journal of Forest Research*, **34**: 1417-1425.
- MORAZA, M. L., L. HERRERA & C. PEREZ-IÑIGO. 1980. Estudio faunístico del Macizo de Quinto Real. I. Ácaros Oribátidos (Acari, Oribatei). *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra*, **1**: 1-30.
- MORAZA, M. L. 1982. Ácaros Oribátidos de los hayedos de Navarra. Tesis Doctoral, Universidad de Navarra.
- MORAZA, M. L. 2006. Efecto de la degradación de un encinar de *Quercus rotundifolia* en la comunidad de ácaros Cryptostigmados y Mesostigmados (Acari: Cryptostigmata, Mesostigamata). *Revista Ibérica de Aracnología*, **13**: 171-183.
- MORAZA, M. L. 2007. Composición, estructura y diversidad de la comunidad de ácaros mesostigmata de un hayedo natural (*Fagus sylvatica*) del sur de europa. *Graellsia*, **63**(1): 35-42.
- MORAZA, M. L. (en prensa). Composición, estructura y diversidad de la comunidad de ácaros mesostigmata en alerces de repoblación en Navarra (España): diferencias con la comunidad de los bosques naturales de la misma localidad. *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Zoología*.
- PÉREZ-IÑIGO, C. 1993. Acari, Oribatei, Poronota, in: M.A. Ramos et al., (Eds.), *Fauna Ibérica*, vol. **3**, Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, pp. 320.
- PÉREZ-IÑIGO, C. 1993. Acari, Oribatei, Gymnonota I, in: M.A. Ramos et al., (Eds.), *Fauna Ibérica*, vol. **9**, Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, pp. 374.
- SIEPEL, H. 1996. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodiversity and Conservation*, **5**: 251-260.
- SUBÍAS, L. S. & ARILLO, A. 2001. Acari, Oribatei,

- Gymnnonota II, in: M.A. Ramos *et al.*, (Eds.), Fauna Ibérica, vol. 15, Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, pp. 289.
- SUBÍAS, L. S. 2004. Listado sistemático, sinonímico y sistemático de los ácaros oribátidos (Acariformes, Oribatida) del Mundo. *Graellsia*, **60** (número extraordinario): 3-305.
- VAN STRAALLEN, N. M. 1997. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health, in: C.E. Pankhurst, B.M. Doube, V.V.S.R. Gupta (Eds.), Biological Indicators of Soil Health, CAB International, Wallingfords, pp. 235-264.

Tabla 1.

Listado de especies y su densidad en cada hábitat (Be: robledal de Beunza; Er: alerce de Erize; Q.R.: Quinto Real, hayedo, alerce y prado; Bi: Bigüezal, prado y pinar).

Cryptostigmata	Be. roble	Er alerce	QR. fagus*	QR alerce	QR prado	Big prado	Big pinar
<i>Achipteria coleoptra</i> (Linnaeus, 1758)	4,87	-	12,9	1,00	6,53	-	0,85
<i>Achipteria nitens</i> (Nicolet, 1855)	0,02	10,26	7,5	0,14	-	1,59	0,01
<i>Adoristes ammonosucii</i> (Jacot, 1938)	-	-	-	0,19	-	-	3,68
<i>Adoristes poppei</i> (Oudemans, 1906)	-	-	9,4	-	-	-	-
<i>Aleurodamameus setosus</i> (Berlese, 1883)	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Allodamaeus reticulatus</i> Berlese, 1913	3,33	-	-	1,57	0,13	0,02	-
<i>Allogalumna longiplumus</i> (Berlese, 1904)	-	-	3,2	0,40	-	-	-
<i>Allogalumna neerlandica</i> van der Hammen, 1952	-	-	-	-	-	0,99	-
<i>Anoribatella subsimilis</i> (Mihelcic, 1956)	-	-	-	-	-	20,11	-
<i>Autogneta rugosa</i> Mihelcic, 1955	0,10	0,14	-	0,09	-	0,04	2,76
<i>Belba pseudocorynopus</i> Märkel, 1960	-	-	3,0	-	-	0,21	-
<i>Berniniella bicarinata</i> (Paoli, 1908)	3,22	0,26	1,9	1,97	1,41	1,69	0,67
<i>Berniniella serratirostris</i> Golosova, 1970	3,31	0,10	-	2,29	6,90	-	0,05
<i>Brachychthoniidae</i> Thor, 1934	-	0,04	2,3	0,05	0,13	0,31	1,05
<i>Brachychthonius berlesei</i> Willmann, 1928	-	-	-	0,04	-	-	-
<i>Brachychthonius hungaricus</i> (Balogh, 1943)	-	-	-	0,32	-	-	-
<i>Caleremaeus monilipes</i> (Michael, 1882)	-	-	-	-	-	-	0,33
<i>Camisia spinifer</i> (C. L. Koch, 1836)	0,21	8,80	0,1	2,42	-	-	-
<i>Carabode femoralis</i> (Nicolet, 1855)	0,13	0,07	-	-	0,10	-	0,04
<i>Carabode forsslundi</i> (Sellnick & Forsslund, 1953)	-	-	0,5	0,05	-	-	-
<i>Carabodes coriaceus</i> C.L.Koch, 1835	0,27	-	0,3	0,90	0,17	-	-
<i>Carabodes labyrinthicus</i> (Michael, 1879)	0,06	-	3,3	0,19	0,07	0,04	-
<i>Carabodes marginatus</i> (Michael, 1884)	-	-	-	-	-	0,14	0,34
<i>Carabodes minusculus</i> Berlese, 1923	-	-	1,6	-	-	-	8,23
<i>Carabodes reticulatus</i> Berlese, 1916	-	-	0,1	-	-	-	-
<i>Cepheus dentatus</i> (Michael, 1888)	0,19	-	-	0,02	-	-	-
<i>Cepheus latus</i> C.L. Koch, 1836	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Cepheus tuberculatus</i> Strenzke, 1951	-	-	0,7	0,02	-	-	-
<i>Cerachipetria jugata</i> (Mihelcic, 1956)	0,10	0,07	18,4	0,19	4,95	0,35	14,04
<i>Ceratoppia bipilis</i> (Hermann, 1804)	1,39	3,09	4,6	3,40	2,46	-	0,08
<i>Ceratozetes gracilis</i> (Michael, 1884)	0,04	0,14	4,4	2,65	1,28	-	-
<i>Ceratozetes mediocris</i> Berlese, 1908	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratozetes simulator</i> Pérez-Iñigo, 1969	-	0,02	0,7	-	-	-	-
<i>Chamobates borealis</i> (Trägårdh, 1902)	0,02	0,42	-	-	-	-	-

<i>Chamobates pusillus</i> (Berlese, 1895)	-	-	-	-	-	0,06	0,51
<i>Chamobates schutzi</i> (Oudemans, 1902)	0,04	0,35	-	-	-	-	3,92
<i>Chamobates</i> sp.	-	-	-	0,05	-	-	-
<i>Chamobates subglobulus</i> (Oudemans, 1900)	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Conoppia palmicinta</i> (Michael, 1884)	0,69	0,90	0,7	1,61	-	0,04	-
<i>Cosmochthonius lanatus</i> (Michael, 1885)	-	-	-	-	0,13	0,04	0,04
<i>Ctenobelba csiszarae</i> Mahunka 1977	-	-	-	-	-	0,21	-
<i>Cultroribula bicultrata</i> (Berlese, 1905)	-	0,09	-	-	-	-	-
<i>Cymbaeremaeus cymba</i> (Nicolet, 1855)	0,04	-	-	-	-	0,14	-
<i>Damaeus gracilipes</i> (Kulczynski, 1902)	0,80	-	-	-	-	-	0,01
<i>Damaeus torquisetosus</i> (Mihelcic, 1955)	-	-	-	-	-	-	0,14
<i>Damaeus verticillipes</i> Nicolet, 1855	-	-	0,5	-	-	-	-
<i>Diapterobates humeralis</i> (Hermann, 1804)	0,04	0,29	-	-	-	0,04	0,01
<i>Dissorhina ornata ornata</i> (Oudemans, 1900)	1,03	1,45	3,5	29,29	6,06	0,56	0,09
<i>Domatorina plantivaga</i> (Berlese, 1896)	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Edwardzetes edwardsii</i> (Nicolet, 1855)	-	-	0,7	-	-	-	-
<i>Eobranchichthonius oudemansi</i> van der Hammen, 1952	-	-	-	4,22	0,07	-	-
<i>Epidamaeus ibericus</i> Moraza, Moreno & Saloña, 1991	0,04	-	-	-	-	-	0,03
<i>Epidamaeus longispinosus</i> Wang & Norton, 1993	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Epilohamnia cylindrica minima</i> Schuster, 1960	-	-	-	0,05	-	0,45	0,01
<i>Eporibatula</i> sp.	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Eporibatula longiporosa</i> Pérez-Íñigo 1975	-	-	-	0,35	-	-	-
<i>Eremaeus cordiformis</i> Grandjean, 1934	4,05	4,88	-	0,27	0,34	-	0,11
<i>Eremaeus hepaticus</i> C.L. Koch, 1836	0,21	1,13	3,0	0,02	0,10	-	0,14
<i>Eueremaeus granulatus</i> Mihelcic, 1955	0,11	0,17	-	-	0,07	2,39	9,04
<i>Eueremaeus travei</i> Mihelcic, 1953	-	0,05	-	-	-	0,04	-
<i>Eupelops acromius</i> (Hermann, 1804)	-	-	-	0,02	-	-	0,01
<i>Eupelops halophilus</i> Pérez-Íñigo, 1969	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Eupelops hirtus</i> (Berlese, 1916)	0,10	0,02	0,1	0,11	-	0,47	-
<i>Eupelops plicatus</i> (C. L. Koch, 1835)	2,23	0,12	0,8	2,02	0,10	-	-
<i>Eupelops torulosus</i> (C. L. Koch, 1840)	-	-	-	-	-	1,34	-
<i>Euphythracarus monodactylus</i> (Willmann, 1919)	0,06	0,05	-	0,20	-	-	0,34
<i>Fosseremus quadripertitus</i> Grandjean, 1965	-	-	-	-	0,24	0,37	-
<i>Galumna</i> sp.1	-	-	-	-	-	0,08	0,01
<i>Galumna</i> sp.2	-	-	-	-	-	0,02	-
<i>Galumna tarsipennata</i> Oudemans, 1913	-	-	-	-	-	4,56	-
<i>Gustavia longirrostris</i> Mihelcic, 1957	0,10	-	-	0,02	-	-	-
<i>Haplozetes</i> sp.	-	-	-	-	-	1,09	-
<i>Haplozetes vindobonensis</i> (Willmann, 1935)	10,58	-	-	-	-	0,10	-
<i>Hemileius initialis</i> (Berlese, 1908)	0,17	1,90	2,5	1,01	-	0,50	2,23
<i>Heminothrus grandjeani</i> (Sitnikova, 1975)	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Heminothrus peltifer</i> (C.L. Koch, 1839)	-	2,19	-	-	0,44	-	-
<i>Heminothrus targioni</i> (Berlese, 1885)	-	-	-	-	-	2,68	-
<i>Hermannia gibba</i> (C.L. Koch, 1839)	0,13	0,25	1,5	-	-	-	-
<i>Hermannella dolosa</i> Grandjean, 1931	0,63	-	-	-	-	0,04	-
<i>Hermannella granulata</i> (Nicolet, 1855)	1,20	-	0,2	0,06	0,24	-	-
<i>Humerobates rostromellatus</i> Grandjean, 1936	-	0,14	-	0,02	-	-	-
<i>Hungarobelba visnyai</i> (Balogh, 1938)	-	-	-	0,06	-	0,04	-
<i>Hypodamaeus maximus</i> Mihelcic, 1957	0,06	0,06	0,5	-	-	-	-
<i>Hypodamaeus riparius</i> (Nicolet, 1855)	-	-	-	0,02	-	0,04	0,03
<i>Hypodamaeus</i> sp.	-	-	-	-	0,64	-	0,01
<i>Hypodamaeus tauricus</i> Bulanova-Zachvatkina, 1957	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Hypodameus auritus</i> (C.L. Koch, 1835)	0,65	-	0,1	-	-	-	0,12
<i>Hypogeoppia cornuta</i> CL Koch 1844	0,04	-	-	0,11	0,64	-	0,42
<i>Hypogeoppia festoneata</i> Moraza & Moreno, 1988	-	-	-	-	0,17	0,14	0,01

<i>Scutovertex minutus</i> (C.L. Koch, 1836)	-	-	-	-	-	0,04	-
<i>Scutovertex sculptus</i> Michael, 1989	-	-	-	-	-	0,45	-
<i>Scutovertex</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Serratoppia serrata</i> (Mihelcic, 1956)	0,65	-	1,9	0,07	0,07	-	0,20
<i>Sphaerozetes orbicularis</i> (C.L.Koch, 1985)	-	-	0,2	0,05	-	-	-
<i>Steganacarus anomalus</i> (Berlese, 1983)	-	-	-	-	-	0,04	-
<i>Steganacarus herculaneus</i> Wimann, 1953	-	-	-	0,74	0,17	-	-
<i>Steganacarus longisetosus</i> Moraza, 1984	-	-	-	0,92	4,24	-	-
<i>Steganacarus magnus magnus</i> (Nicolet, 1855)	7,48	0,02	10,9	0,28	-	-	2,83
<i>Suctobelba regia</i> Moritz, 1970	0,06	0,37	-	-	-	-	0,04
<i>Suctobelba granulata</i> van der hammer, 1952	0,04	0,19	-	0,02	0,17	0,04	0,24
<i>Suctobelba secta</i> Moritz, 1970	-	0,32	-	-	-	0,06	-
<i>Suctobelba trigona</i> (Michael, 1888)	1,01	2,33	1,0	1,25	0,57	0,31	0,47
<i>Suctobelbella acutidens</i> (Forsslund, 1951)	-	-	2,2	0,56	1,08	0,76	0,73
<i>Suctobelbella alloenasuta</i> Moritz, 1971	-	1,64	-	0,10	-	0,12	0,01
<i>Suctobelbella amurica</i> (Krybolutsky, 1966)	-	-	-	0,04	-	-	-
<i>Suctobelbella arcana</i> Moritz, 1970	0,11	0,23	-	0,02	0,07	0,04	0,72
<i>Suctobelbella baloghi</i> (Forsslund, 1958)	0,17	0,16	-	-	-	-	-
<i>Suctobelbella bella</i> (Berlese, 1904)	0,04	-	1,2	0,15	0,61	-	0,14
<i>Suctobelbella falcata</i> (Forsslund, 1941)	-	-	-	-	-	-	0,08
<i>Suctobelbella forsslundi</i> (Strenzke 1950)	0,17	0,57	-	-	-	-	-
<i>Suctobelbella latirrostris</i> Strenzke 1950	0,06	-	-	-	-	-	0,06
<i>Suctobelbella nasalis</i> Forsslund, 1941	0,10	0,06	-	0,40	-	0,04	0,01
<i>Suctobelbella nasuta</i> Moritz, 1965	-	-	-	-	0,47	-	-
<i>Suctobelbella opistodentata</i> (Golosoova, 1970)	-	-	-	-	-	-	0,02
<i>Suctobelbella sarekensis</i> (Forsslund, 1941)	-	0,29	-	0,58	1,48	0,72	0,32
<i>Suctobelbella similis</i> (Forsslund, 1941)	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	0,86	1,66	-	1,34	1,04	0,76	0,73
<i>Suctobelbella subtrigona</i> (Oudemans, 1900)	0,02	0,37	-	0,05	-	0,04	0,01
<i>Suctobelbella vera</i> (Moritz, 1964)	0,02	-	-	-	0,10	-	0,01
<i>Suctobelbella</i> sp.	-	-	-	-	-	0,04	0,02
<i>Synchthonius crenulatus</i> (Jacot, 1938)	-	-	-	0,07	-	-	-
<i>Tectocephus alatus</i> Berlese, 1913	-	-	-	-	-	0,85	1,32
<i>Tectocephus minor</i> Berlese, 1903	0,06	0,02	-	0,61	0,51	1,65	-
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	0,04	-	4,6	0,16	1,85	-	0,63
<i>Trichoribates novus</i> (Sellnick, 1928)	-	-	-	-	-	0,10	-
<i>Trichoribates</i> sp.	-	-	-	-	0,13	-	-
<i>Trichoribates trimaculatus</i> (C.L. Koch, 1836)	-	0,50	-	-	-	-	0,01
<i>Tritegeus bisulcatus</i> (Grandjean, 1953)	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Xenillus discrepans</i> Grandjean, 1936	-	-	0,1	-	-	-	-
<i>Xenillus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Xenillus tegeocranus</i> (Hermann, 1804)	8,32	5,14	10,1	2,13	0,88	0,99	0,99
<i>Zygoribatula exarata</i> (Berlese, 1916)	0,10	-	-	-	-	5,53	-
<i>Zygoribatula exilis</i> (Nicolet, 1885)	-	0,02	-	-	-	-	-
Total ácaros adultos	5254	10524	-	8087	2970	4844	13968
Total ácaros inmaduros	2501	3910	-	4553	2658	2840	10160
Total ácaros	7755	14434	-	12547	5628	7684	24128
% ácaros en estadio adulto	68	73	-	64	53	63	58

Tabla 2.

Índices de diversidad de las comunidades de oribátidos (P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno; G, muestra global). *R*: índice de riqueza; *H'*: índice de diversidad de Shannon; *J'*: índice de equitabilidad. * Datos procedentes de Moraza *et al.*, 1980.

	<i>R</i>					<i>H'</i>					<i>J'</i>				
	P	V	O	I	G	P	V	O	I	G	P	V	O	I	G
Be. robledal	54	49	51	38	98	4,45	4,26	4,73	3,91	4,98	0,77	0,76	0,83	0,75	0,75
Er. alerce	43	13	43	44	76	4,27	3,43	4,20	4,41	4,76	0,79	0,93	0,77	0,81	0,76
QR. hayedo*										4,56 4,58					0,8
QR. alerce	52	39	52	75	114	4,23	4,18	4,49	3,97	4,60	0,74	0,79	0,79	0,64	0,67
QR. pradera	26	29	34	47	80	4,7	4,86	5,09	5,56	5,07	0,78	0,82	0,75	0,85	0,80
Big. pradera	36	13	13	60	86	2,66	2,08	2,14	4,27	4,26	0,52	0,56	0,58	0,72	0,66
Big. pinar	35	52	64	48	99	3,72	3,42	3,53	3,50	4,06	0,72	0,60	0,59	0,63	0,61

Tabla 3 a-c.

Parámetros físico-químicos de las muestras estacionales en cada uno de los hábitats motivo de estudio. P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno; % H₂O, porcentaje de agua en la muestra; pHs, pH medido en agua de la capa superficial; pHp pH medido en agua de la capa profunda; T^as temperatura en la superficie; T^ap, temperatura en profundidad.

Tabla 3a

	Beunza robledal				Erica alerce			
	P	V	O	I	P	V	O	I
% H ₂ O	26	29	40	33	14	31	52	38
pH s	5.0	4.3	5.5	4.7	4.4	5.7	5.8	4.2
pH p	4.8	4.9	4.8	5.0	5.4	5.8	6.0	5.5
T ^a s	9.0	16	6.2	6.0	9.8	19.0	5.0	5.7
T ^a p	7.7	15	7.6	4.2	8.3	15	8.4	4.5

Tabla 3b

	Quinto R. alerce				Quinto Real prado			
	P	V	O	I	P	V	O	I
% H ₂ O	39	4	61	41	46	53	60	34
pH s	4.9	4.6	4.8	4.8	5.8	5.1	4.2	5.0
pH p	4.9	4.6	5.3	4.7	4.5	5.0	3.9	4.3
T ^a s	15.2	15.3	5.7	3.7	16.7	15.5	10.0	6.3
T ^a p	11.2	13.9	8.6	4.6	9.8	15.3	8.8	2.9

Tabla 3c

	Bigüezal prado				Bigüezal pinar			
	P	V	P	V	P	V	P	V
% H ₂ O	20	29	27	34	15	37	25	20
H s	7.0	7.5	6.5	6.9	4.8	3.7	4.4	5.5
PH p	7.2	7.8	7.0	6.8	4.6	4.4	4.5	4.7
T ^a s	6.7	21.5	5.0	4.7	11	14.6	4.4	4.9
T ^a p	7.0	16.3	4.3	0.8	5.8	13.2	5.2	2.7