

Estructura de la comunidad de oribátidos habitantes en parches nativos de *Celtis ehrenbergiana* en la provincia de Buenos Aires, Argentina

Structure of the community of Oribatida inhabitants in native patches of *Celtis ehrenbergiana* in the province of Buenos Aires, Argentina

Natalia A. Fredes y Pablo A. Martínez

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, nfredes@mdp.edu.ar

RESUMEN

Desde el establecimiento de los primeros pobladores en la provincia de Buenos Aires, los bosques de *Celtis ehrenbergiana* han estado sujetos a una fuerte degradación que dio como resultado un paisaje altamente fragmentado. Los objetivos de este trabajo fueron describir y analizar la comunidad de ácaros oribátidos en este paisaje fragmentado, considerando dos parches de diferente área y la matriz de pastizal circundante. Los muestreos se realizaron en la estancia Nahuel Rucá, Buenos Aires, en dos parches de diferente área (M: mayor y m: menor) y con periodicidad estacional. Se estimó la edad de cada parche a través de DAP. Para la comunidad de oribátidos se calculó riqueza (S), diversidad (H') y densidad. La estructura de la comunidad se analizó mediante gráficos de rango de abundancia; los patrones obtenidos se contrastaron con diversos modelos de distribución. La edad estimada de los parches fue 40 y 25 años para M y m, respectivamente. Se identificaron 59 especies de oribátidos agrupadas en 50 géneros y 34 familias. Oppiidae, Scheloribatidae y Galumnidae fueron las familias más abundantes. Hemileius suramericanus fue la especie dominante en los tres ambientes. La densidad media de oribátidos fue 14 100 ind./m² para M, 4800 ind./m² para m, y 8800 ind./m² para la matriz. La diversidad fue mayor en los parches ($H' = 1,3$) respecto de la matriz. La paridad fue mayor en el parche m ($J' = 0,8$). En los parches la estructura de la comunidad a lo largo del año no registró cambios de abundancia considerables, mientras que en la matriz existió una diferencia en primavera respecto de las demás estaciones. Se discuten las diferencias en la estructura de la comunidad y su vinculación con las características derivadas de la fragmentación del hábitat.

Palabras claves: ácaros oribátidos, fragmentación, *Celtis ehrenbergiana*, Argentina.

ABSTRACT

Since the establishment of the first populations in Buenos Aires province, forests of *Celtis ehrenbergiana* have been exposed to a severe degradation, yielding a landscape highly fragmented. The aim of this paper is a) to describe the community of oribatid mites in fragmented forests of *C. ehrenbergiana* and b) to analyze and compare the structure and composition of oribatid mites community, considering abundance, richness and species distribution in the forest patches versus the surrounding grassland matrix. Samples were collected in two different size patches (M and m) and in the matrix in Nahuel Rucá farm, Buenos Aires. Diversity (H'), species richness (S), evenness (J') and density were calculated. Species distribution were evaluated through rank-abundance distributions. A total of 59 species, grouped in 50 genera and 34 families, were identified. Hemileius suramericanus was the dominant species in all three sites. Oribatid mites density was 14, 100 ind./m² in patch M, 4,800 ind./m² in patch m and 8,800 ind./m² in the matrix. Species diversity was higher in patches ($H' = 1.3$) comparing with the matrix. Evenness was higher in patch m ($J' = 0.8$). While in both patches there was no variation in the community structure throughout the year, in the matrix the community structure of spring differed from the rest. Community composition, pattern of species distribution and its relationship with environmental conditions are discussed.

Key words: ácaros oribátidos, fragmentation, *Celtis ehrenbergiana*, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Los ácaros oribátidos son los microartrópodos más abundantes en los suelos de bosque. Integran la fracción de la mesofauna con un ancho corporal entre 0,1 y 2 mm (Swift *et al.*, 1979). Su abundancia en el suelo alcanza los 150 000 individuos/m² en bosques tem-

plados, con una diversidad superior a 100 géneros en 100 g de suelo (Coleman *et al.*, 2004). Su importancia en sistemas naturales radica en su destacada participación en la fragmentación y descomposición de la materia orgánica (Seastedt, 1984), en la regulación de

la comunidad de bacterias y hongos, en el transporte de esporas (Lussenhop, 1992) y en que además pueden ser potenciales indicadores de disturbio antrópico (Behan-Pelletier, 1999; Gergócs y Hufnagel, 2009).

La fragmentación del hábitat es un proceso a escala de paisaje que involucra pérdida y disminución de la calidad del hábitat, y cuyas consecuencias repercuten directamente sobre la diversidad y riqueza de las especies allí presentes (Saunders *et al.*, 1991; Debinski y Holt, 2000). Los efectos de la fragmentación de las comunidades edáficas han sido estudiados principalmente de manera experimental y con resultados en muchos casos ambiguos (González *et al.*, 1998; González y Chaneton, 2002; Hoyle y Gilbert, 2004; Hoyle y Harborne, 2005).

Los bosques de *Celtis erhernbergiana* (Klotzsch) (= *Celtis tala*), denominados talaes, son emplazamientos boscosos localizados a lo largo de la costa bonaerense desde el delta del Paraná hasta las inmediaciones de la ciudad de Necochea. Desde el punto de vista biogeográfico, se localizan dentro de la región Pampeana; sin embargo, debido a que comparten numerosos elementos florísticos con la región del Espinal, han sido considerados como un subdistrito dentro de esta última (Cabrera, 1971). Recientemente Haene (2006) ha propuesto una clasificación de los talaes en dos subunidades, considerando principalmente el tipo de suelo en el que se asientan estos bosques y la diversidad florística: talaes de barranca al norte y talaes de lomada al sur. El punto de inflexión entre una y otra subunidad coincide con la desaparición de la barranca y la pérdida del efecto deltaico, a la altura de la ciudad de La Plata. Desde el punto de vista edáfico, los talaes de barranca se asientan sobre antiguos depósitos de conchilla, mientras que los de lomada lo hacen sobre dunas maduras. El gradiente de distribución de los talaes también es acompañado con una disminución de la flora acompañante, hallándose en los talaes de lomada parches enteramente monoespecíficos.

La historia de uso de estos suelos, coincidente con el asentamiento de los primeros pobladores en la pampa argentina, estuvo estrechamente vinculada a la desaparición de los talaes. Entre las principales actividades se destacan el clareado de áreas para el cultivo y la cría de ganado, la extracción de conchilla, el remplazo por especies exóticas y la minería en menor medida (Vervoorst, 1967; Stupino *et al.*, 2004). Este progresivo y continuo deterioro ha generado un paisaje fragmentado, donde la continuidad de los talaes a lo largo de su gradiente N-S actualmente es

prácticamente inexistente. El estado de conservación de los talaes bonaerense es variable: algunos sectores están protegidos en reservas nacionales, provinciales y/o municipales, mientras que otros sectores se hallan en estancias privadas y con cierto grado de manejo.

Debido a las características que reviste la comunidad de ácaros oribátidos (*i. e.* abundancia, diversidad, riqueza específica) y la potencialidad como indicador biológico del grado de perturbación, se plantearon los siguientes objetivos: a) describir la comunidad de oribátidos en este paisaje fragmentado, considerando dos parches de diferente área y la matriz de pastizal circundante; b) analizar y comparar la estructura de la comunidad de oribátidos con relación al ambiente (parche *vs.* pastizal) y el área de los parches.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron colectadas en la estancia privada Nahuél Rucá, partido de Mar Chiquita. Los muestreos fueron estacionales durante el período 2008-2010. Se consideraron dos parches monoespecíficos de *C. erhernbergiana* de diferente área: M = 7 has y m = 0,3 has. También se colectaron muestras de la matriz de pastizal circundante. La edad de cada parche se estimó a través de la medición diamétrica (DAP) de ejemplares de *C. erhernbergiana* seleccionados al azar. Para la estimación de la edad se consideró el crecimiento de 0,5 cm/año provista por Arturi y Goya (2004).

En cada muestreo se extrajeron un total de 36 muestras (M = 18; m = 6; P = 12), considerando el tamaño del parche (Borcard, 1988) y las limitaciones de infraestructura. Las muestras fueron dispuestas en embudos Berlese a temperatura ambiente y sin regímenes de luz durante 12 días. La extracción e identificación de los ácaros oribátidos se realizó siguiendo los procedimientos convencionales. Se utilizaron las claves de Balogh y Balogh (1988, 1990, 1992), (Subías y Balogh, 1989) y Niedbala (2004). Los especímenes identificados se depositaron en la colección particular de los autores.

Para cada ambiente se calculó riqueza específica (S), diversidad de Shannon-Wiener (H') y paridad de Pielou (J') de acuerdo a Magurran (2004). La distribución temporal de las especies de oribátidos se evaluó considerando su presencia durante el año: 1) especies ubicuas, presentes a lo largo de todo el año; 2) frecuentes, presentes en tres estaciones; 3) poco frecuentes, halladas en dos; 4) raras, solo registradas en una estación. La estructura de la comunidad de oribátidos se evaluó a través de la construcción de gráficos de rangos de

abundancias relativas (RAD), los que posteriormente fueron contrastados con los modelos de distribución de especies Broken-Stick (BS), Serie Geométrica (GS) Log-Normal (LN) y Zipf-Mandelbrot (ZM) (Tokeshi, 1993; McGill *et al.*, 2007). Los análisis estadísticos se realizaron con *software* R (www.r-project.org) y el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013).

RESULTADOS

Características ambientales y edad de los parches

Los talares de la estancia Nahuel Rucá se localizan en las inmediaciones de la laguna Nahuel Rucá. Las precipitaciones medias anuales durante el período 2008-2010 fueron de 50-60 mm, con mínimos en los meses invernales (15-20 mm) y máximos anuales en los meses de diciembre y marzo (130-140 mm); la temperatura media anual fue de 14°C, con máximo en febrero (20°C) y mínimo en julio (6,2°C). La distancia de separación entre los parches fue 420 m. Las áreas de los parches fueron 71 000 m² para M y 3000 m² para m. Se realizaron 48 mediciones diamétricas (M = 36;

m = 12) de ejemplares de *C. erhernbergiana*, con valores máximos de 173 cm y 68 cm para los parches M y m, respectivamente. La edad estimada para cada parche fue: M = 44,6 ± 18,9 años y m = 24,8 ± 8,8 años.

Abundancia y diversidad de oribátidos

Se identificaron 59 especies agrupadas en 50 géneros y 34 familias (ver Apéndice). Oppiidae (9 especies), Galumnidae (6 especies) y Scheloribatidae (6 especies) fueron las familias más ricas. La densidad media de oribátidos fue 14 100 ind./m² para el parche M, 4800 ind./m² para el parche m y 8800 ind./m² para la matriz. La riqueza absoluta (S) en los parches fue 43 y 26 especies para M y m, respectivamente, mientras que en la matriz fue de 51 especies. La diversidad fue significativamente mayor en los parches ($H' = 1,3$; $p > 0,05$) respecto de la matriz, pero sin diferencias entre los primeros. La paridad fue significativamente mayor en el parche m ($J' = 0,8$), respecto del parche M ($J' = 0,7$) y la matriz ($J' = 0,5$). Estacionalmente, en los parches la mayor densidad de oribátidos se registró en invierno, mientras que en la matriz el máximo valor fue en otoño (*Fig. 1*).

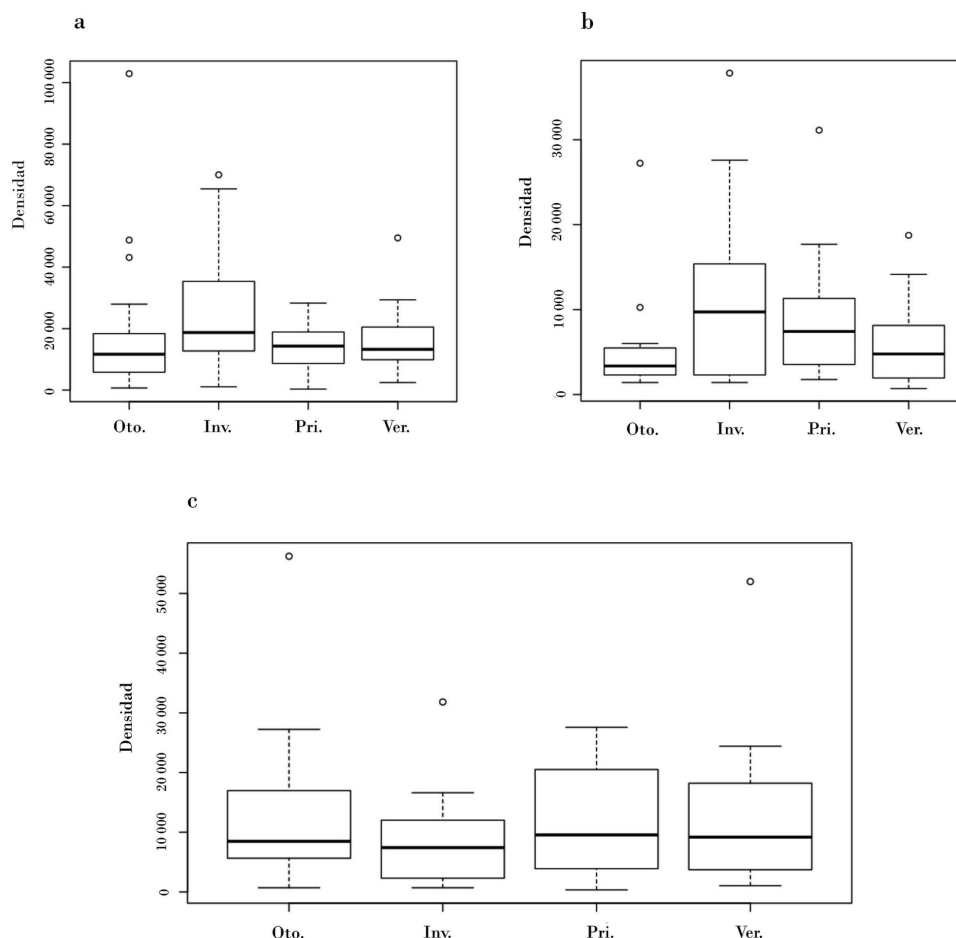


Figura 1. Gráficos *boxplot* de densidad de oribátidos por estación y ambiente; a) parche mayor; b) parche menor; c) matriz. Oto: otoño, Inv: invierno, Pri: primavera, Ver: verano; densidad expresada en individuos por metro cuadrado.

Estructura de la comunidad

Hemileius suramericanus fue la especie dominante en los tres ambientes, con abundancias relativas entre 35-46 %. En el parche M, cinco especies (*H. suramericanus*, *Scheloribates praeincisus*, *Tectocephus minor* y *Galumna reticulata*) representaron más del 70 % de la abundancia relativa total; en el parche m un porcentaje equivalente lo constituyeron las especies *H. suramericanus*, *Totobates discifer*, *G. reticulata*, *Tectocephus velatus* y *S. praeincisus*. En la matriz, cuatro especies (*H. sura-*

americanus, *Rostrozetes ovulum*, *S. praeincisus* y *T. velatus*) representaron el 70 % de la abundancia relativa total. Respecto de la distribución temporal de las especies, en el parche M el número de especies ubicuas fue más de dos veces lo registrado para el parche m y la matriz (Fig. 2). Las categorías frecuentes y poco frecuentes no registraron diferencias entre los parches, representando la mitad de lo registrado para la matriz. Finalmente, en la matriz el número de especies raras fue cercano al doble del hallado en los parches.

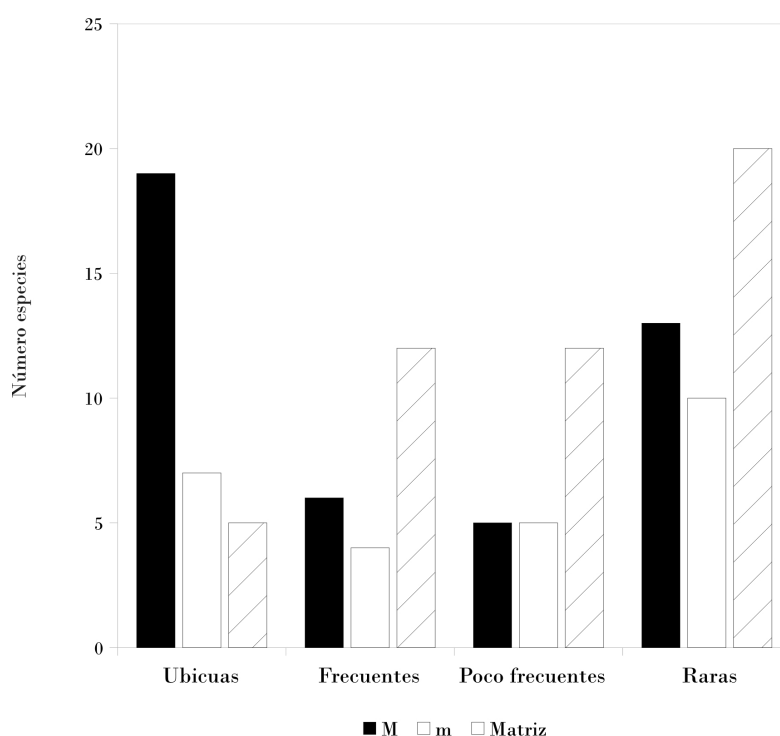


Figura 2. Distribución temporal de las especies de oribátidos. M: parche mayor, m: parche menor, Matriz: matriz de pastizal.

La estructura de abundancias relativas a lo largo del año no fue significativamente diferente en los parches (parche M $p = 0,65$; parche m $p = 0,23$). En la matriz la abundancia relativa en primavera fue significativamente diferente ($p = 0,02$), por lo cual para el análisis del patrón de distribución se consideró por separado lo obtenido para este ambiente en primavera (matriz 1)

y en las restantes estaciones (matriz 2). En los parches, la distribución de especies se ajustó al modelo Zipf-Mandelbrot (ZM) (parche M: $\gamma = -7,29$; $\beta = 22,37$; parche m: $\gamma = -5,58$; $\beta = 15,22$), mientras que en la matriz los modelos de ajuste fueron Log-Normal ($\mu = 0,14$; $\sigma = 1,24$) y Zipf-Mandelbrot ($\gamma = -2,61$; $\beta = 2,67$) para matriz 1 y 2, respectivamente (Fig. 3).

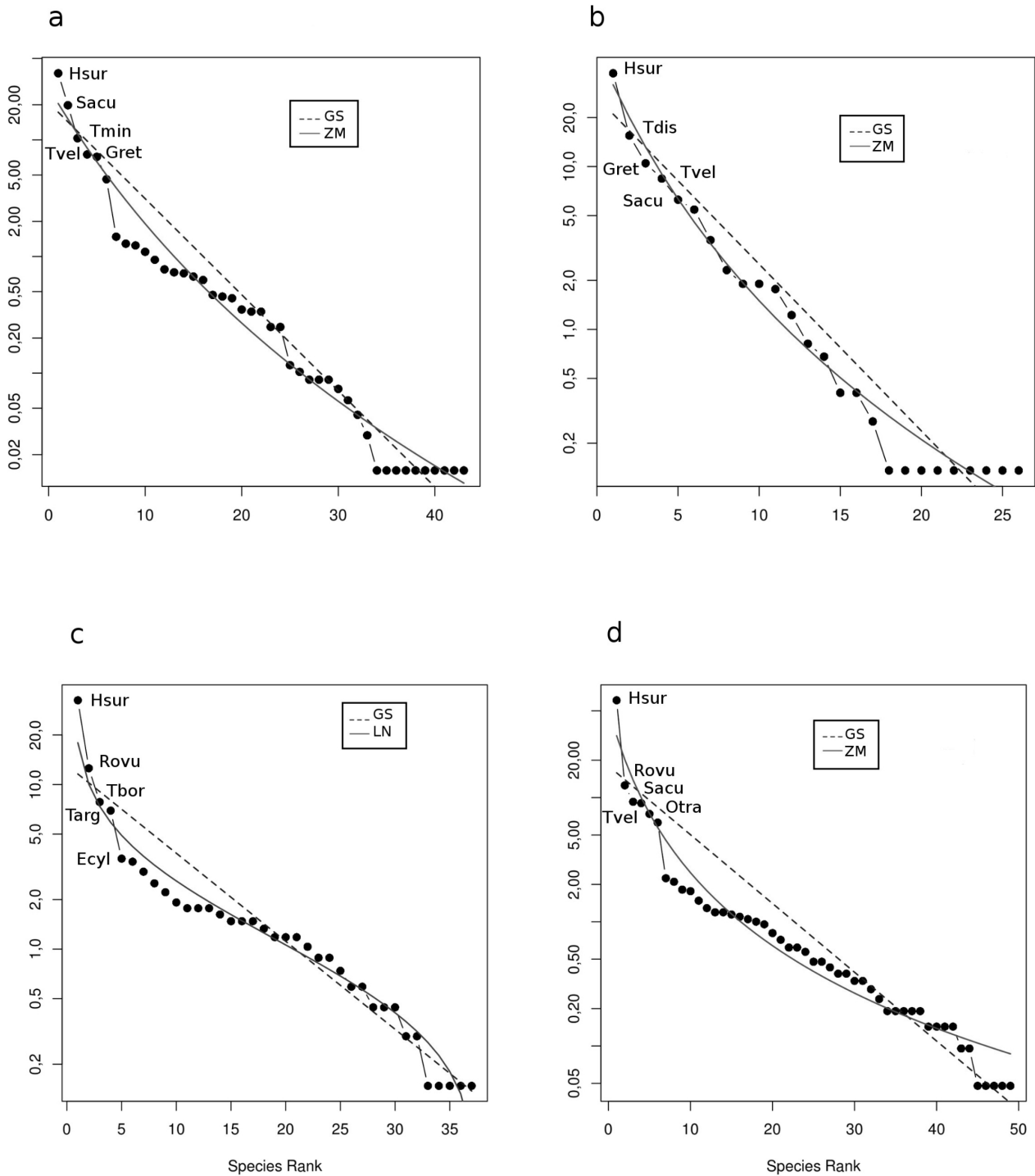


Figura 3. Gráfico de rango de abundancia (RAD) de la especies de oribátidos; a) parche mayor; b) parche menor; c) matriz 1; d) matriz 2. GS: modelo serie geométrica; ZM: modelo Zipf-Mandelbrot; LN: modelo Log-Normal. Ectl: *Epilohmannia cylindrica*; Gret: *Galumna reticulata*; Hsur: *Hemileius suramericanus*; Otra: *Oribatula translineata*; Rovu: *Rostrozetes ovulum*; Sacu: *Scheloribates praeincisus*; Targ: *Tenuelamellarea argentinensis*; Tbor: *Tectoribates borealis*; Tdis: *Totobates discifer*; Tmin: *Tectocephus minor*; Tvel: *Tectocephus velatus*.

DISCUSIÓN

La comunidad de oribátidos del talar de la estancia Nahuel Rucá estuvo dominada por la especie *Hemileius suramericanus*, con frecuencias relativas entre 35-46 %.

Comparando los parches, los descriptores de la comunidad de oribátidos difirieron únicamente en lo que respecta a la riqueza absoluta de especies y la densidad media de individuos, con valores marcadamente inferiores en el parche de menor área. Estos resultados son coincidentes con los aportados por Rantalainen *et al.* (2006) y Aström & Bengtsson (2011) para comunidades edáficas experimentalmente fragmentadas, mientras que contrasta con los resultados de Hoyle y Harborne (2005) y Schneider *et al.* (2007), quienes no hallaron variación alguna. La reducción en la densidad y riqueza en el parche menor puede vincularse al área del parche y/o a las disponibilidades de recursos; así, en un ambiente de menor área, la capacidad de carga del ambiente es menor, sustentando de esta manera una comunidad numéricamente menor y a su vez menos diversa. En cuanto a las diferencias entre parches y matriz, en principio el dato más relevante yace en la riqueza de especies, que resultó ser mayor en este último ambiente. Sin embargo, considerando la distribución de las especies a lo largo del año, la gran cantidad de especies raras es un dato a considerar a la hora de interpretar este resultado.

Comunidad de oribátidos

El análisis de la estructura de la comunidad de oribátidos mostró el clásico patrón de agregación “contagioso”, considerado como una de las leyes universales en ecología (McGill *et al.*, 2007). Comparando los parches, uno de los puntos más destacados en el patrón de distribución fue la ausencia de especies con abundancias relativas inferiores al 1 % en el parche menor. Como mencionan Connor & McCoy (1979), la reducción en la riqueza de especies vinculada al área es consistente con la hipótesis de diversidad de hábitat. Es decir, la probabilidad de nuevos hábitats y por ende especies con la potencialidad para ocuparlos, es mayor en ambientes con una extensión areal mayor. Otra posibilidad radica en que, como ambos parches difieren en edad, el parche menor esté en vías de colonización; sin embargo, esta hipótesis en principio no es sustentada por el patrón de distribución de las especies en este ambiente, que muestra una pendiente similar a la del parche mayor.

En el parche menor el valor de paridad de las especies fue relativamente más alto que en el parche mayor. Un resultado similar ha sido reportado por Aström y Bengtsson (2011) para comunidades edáficas experimentalmente fragmentadas. Comparando la distribución de especies con el modelo de incremento geométrico (*Fig. 3*), se observa que en el parche mayor existe una cantidad relativamente mayor de especies con abundancia entre el 2 y 0,2 %. Esto sumando a la diferencia entre la especie “más abundante” y la “menos abundante”, que produce un mayor particionamiento del ambiente en el parche mayor, puede ser la razón de la diferencia en equitatividad observada.

En ambos parches el modelo que se ajustó a la distribución de especies fue Zipf-Mandelbrot. Frontier (1987) ha señalado su utilidad práctica a la hora de predecir patrones en ecología, proponiendo los parámetros γ y β como indicadores de predictibilidad de la comunidad y diversidad ambiental, respectivamente. Así, de acuerdo a Frontier (1987), los parámetros γ y β obtenidos para el parche mayor indicarían una mayor complejidad estructural y ambiental que permite el establecimiento y desarrollo de una comunidad diversamente más rica. Sin embargo, sería necesario la realización de estudios más exhaustivos, considerando además parámetros ambientales para corroborar esta afirmación.

El patrón observado en la matriz de pastizal puede ser atribuido enteramente a las diferencias ambientales. Así, la exposición lumínica y/o las diferencias térmicas tanto estacionales como diarias a las que está expuesta la comunidad de oribátidos podrían ser la causa de ese patrón de distribución observado; sin embargo, los actuales datos no permiten ir más allá.

REFERENCIAS

- Arturi, M. y Goya, J. (2004) Estructura, dinámica y manejo de los talaes del NE de Buenos Aires, Argentina 1-23.
- Aström, J. y Bengtsson, J. (2011) Patch size matters more than dispersal distance in a mainland-island metacommunity. *Oecologia*, 167: 747-57.
- Balogh, J. y Balogh, P. (1988) The Soil Mites of the World: Vol. 2: Oribatid Mites of the Neotropical Region I. Hungarian Natural History Museum, 335 pp.
- Balogh, J. y Balogh, P. (1992) The oribatid mites genera of the world. Hungarian Natural History Museum, 375 pp.
- Balogh, P. y Balogh, J. (1990) The Soil Mites of the World: Vol. 3: Oribatid Mites of the Neotropical Region II. Hungarian Natural History Museum, 334 pp.
- Behan-Pelletier, V.M. (1999) Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74: 411-423.

- Borcard, D. (1988) Les Acariens Oribates des sphaignes de quelques tourbières du Haut-Jura suisse. PhD Thesis. Faculté des Sciences. Université de Neuchêl
- Cabrera, Á.L. (1971) Fitogeografía de la república Argentina. Soc. Argent. Bot. Bol., 14: 1-42.
- Coleman, D., Crossley, D. & Hendrix (2004) Fundamentals of soil ecology. Elsevier Academic Press, 408 pp.
- Connor, E.F. y McCoy, E.D. (1979) The statistics and biology of the species-area relationship. The Amer. Natur., 113: 791-833.
- Debinski, D.M. y Holt, R.D. (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. Conserv. Biol., 14: 342-355.
- Frontier, S. (1987). Applications of fractal theory to ecology. En Developments in Numerical Ecology. Springer Berlin Heidelberg, pp. 335-378.
- Gergócs, V. y Hufnagel, L. (2009) Application of oribatid mites as indicators. Appl. Ecol. Environ. Res., 7: 79-98.
- González, A. y Chaneton, E.J. (2002) Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented microecosystem. Journal of Animal Ecology, 71: 594-602.
- González, A., Lawton, J.H., Gilbert, F., Blackburn, T.M. y Evans-Freke, I. (1998) Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. Science, 281: 2045.
- Haene, E. (2006) Caracterización y conservación del talar bonaerense. Felix de Azara, Argentina, 46-70.
- Hoyle, M. y Gilbert, F. (2004) Species richness of moss landscapes unaffected by short-term fragmentation. Oikos, 105: 359-367.
- Hoyle, M. & Harborne, A.R. (2005) Mixed effects of habitat fragmentation on species richness and community structure in a microarthropod microecosystem. Ecol. Entomol., 30: 684-691.
- Lussenhop, J. (1992) Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. Adv. Ecol. Res., 23: 1-33.
- Magurran, A.E. (2004) Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, 215 pp.
- McGill, B.J., Etienne, R.S., Gray, J.S., Alonso, D., Anderson, M.J., Be-necha, H.K., Dornelas, M., Enquist, B.J., Green, J.L., He, F., Hurlbert, A.H., Magurran, A.E., Marquet, P.A., Maurer, B.A., Ostling, A., Soykan, C.U., Ugland, K.I. y White, E.P. (2007) Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. Ecology letters, 10: 995-1015.
- Niedbala, W. (2004) Ptyctimous mites (Acari, Oribatida) of the Neotropical Region. Ann. Zool., 54: 1-288.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H. y Wagner, H. (2013) vegan: Community Ecology Package.
- Rantalainen, M.-L., Haimi, J., Fritze, H. y Setälä, H. (2006) Effects of small-scale habitat fragmentation, habitat corridors and mainland dispersal on soil decomposer organisms. Applied Soil Ecology, 34: 152-159.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation biology, 5: 18-32.
- Schneider, K., Scheu, S. y Maraun, M. (2007) Microarthropod density and diversity respond little to spatial isolation. Basic Appl. Ecol., 8: 26-35.
- Seastedt, T.R. (1984) The Role of Microarthropods in Decomposition and Mineralization Processes. Annual Review of Entomology, 29: 25-46.
- Stupino, S., Arturi, M. & Frangi, J. (2004) Estructura del paisaje y conservación de los bosques de *Celtis tala* Gill ex Planch del NE de la provincia de Buenos Aires. Rev. Fac. Agron., La Plata, 105: 37-45.
- Subías, L.S. & Balogh, P. (1989) Identification keys to the genera of oppiidae Grandjean, 1951 (Acari: Oribatei). Acta Zool. Hung, 35: 355-412.
- Swift, M.J., Heal, O.W. y Anderson, J.M. (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. Univ of California Press, 372 pp.
- Tokeshi, M. (1993) Species abundance patterns and community structure. Adv. Ecol. Res., 24: 111-186.
- Voorst, F.B. (1967) Las comunidades vegetales de la depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires), Argentina 158-172.

Apéndice. Listado de especies de oribátidos

<i>Familia</i>	<i>Especie</i>
Acaronychidae	<i>Stomacarus longicaudatus</i> Balogh y Csiszár, 1963
Aphelacaridae	<i>Adelphacarus sellnicki</i> Grandjean, 1952
Austrognethidae	<i>Austrogneta multipilosa</i> Balogh y Csiszár, 1963
Brachychthoniidae	<i>Sellnickochthonius elsosneadensis</i> (Hammer, 1958)
Camisiidae	<i>Camisia segnis</i> (Hermann, 1804)
	<i>Platynothrus robustior</i> Berlese, 1916
Ceratozetidae	<i>Ceratozetes undulatus</i> Hammer, 1958
Ctenacaridae	<i>Beklemishevia barbata</i> (Schubart, 1968)
Dameolidae	<i>Fosseremus laciniatus</i> (Berlese, 1905)
Epilohmanniidae	<i>Epilohmannia cylindrica</i> (Berlese, 1904)
	<i>Epilohmannia maurii</i> Fernández, 1978
	<i>Epilohmannia pallida</i> Wallwork, 1962
Eremulidae	<i>Eremulus crispus</i> Hammer, 1958
Euphthiracaridae	<i>Acrotritia ardua</i> (Koch, 1841)
Galumnidae	<i>Allogalumna hydrophila</i> Hammer, 1962
	<i>Carinogalumna clericata</i> (Berlese, 1914)
	<i>Galumna</i> aff. <i>G. circularis</i> Hammer, 1958
	<i>Galumna flabellifera</i> Hammer, 1958
	<i>Galumna pallida</i> Hammer, 1958
	<i>Galumna reticulata</i> Hammer, 1958
Haplozetidae	<i>Haplozetes</i> sp.
	<i>Mancoribates rostopilosus</i> Hammer, 1961
	<i>Rostrozetes ovulum</i> Berlese, 1908
Hydrozetidae	<i>Hydrozetes escobari</i> Fernández y Travé, 1984
Lohmanniidae	<i>Lohmannia hispaniola</i> Pérez-Iñigo, 1967
Microzetidae	<i>Berlesezetes brazilirozetoides</i> Balogh y Mahunka, 1981
Mochlozetidae	<i>Podoribates platensis</i> Berlese, 1916
Nothridae	<i>Nothrus silvestris</i> Nicolet, 1855
Oppiidae	<i>Aeroppia vacua</i> (Berlese, 1888)
	<i>Brachioppiella incisa</i> Martínez y Palacios-Vargas, 2006
	<i>Graptoppia alzuetai</i> Martínez & Palacios-Vargas, 2006
	<i>Lanceoppia (Lancelalmoppia) nodosa</i> (Hammer, 1958)
	<i>Microppia minus</i> (Paoli, 1908)
	<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)
	<i>Oxyoppia (Dzarogneta) aff. O. taurus</i> Pérez-Iñigo y Baggio, 1997
	<i>Oxyoppia (Oxyoppiella) suramericana</i> (Hammer, 1958)
	<i>Ramusella (Insculptoppia) merimna</i> (Balogh y Mahunka, 1977)
Oribatellidae	<i>Oribatella prolongata</i> Hammer, 1961
Oribatulidae	<i>Jornadia dactyloscopica</i> (Balogh y Mahunka, 1968)
	<i>Oribatula translineata</i> (Mahunka, 1985)
Oripodidae	<i>Oripoda cordobensis</i> Balogh y Mahunka, 1968
Phenopelopidae	<i>Eupelops acromios</i> (Hermann, 1804)
Phthiracaridae	<i>Phthiracarus</i> sp.
Protoribatidae	<i>Totobates discifer</i> Hammer, 1961
Punctoribatidae	<i>Paralamellobates argentinensis</i> Fredes, 2017
Scheloribatidae	<i>Hemileius suramericanus</i> (Hammer, 1958)
	<i>Multoribates</i> cf. <i>M. chavinensis</i> Hammer, 1961
	<i>Scheloribates elegans</i> Hammer, 1958
	<i>Scheloribates praeincisus</i>
	<i>Siculobata talarica</i> Fredes y Martínez, 2013
	<i>Urubambates paraguayensis</i> Balogh y Mahunka, 1981
Sphaerochthoniidae	<i>Sphaerochthonius</i> aff. <i>S. gemma</i> (Oudemans, 1909)
Suctobelbidae	<i>Suctobelbida dentata</i> (Hammer, 1961)
Tectocephidae	<i>Tectocephus minor</i> Berlese, 1903
	<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)
Tegoribatidae	<i>Physobates spinipes</i> Hammer, 1958
	<i>Tectoribates borealis</i> Behan-Pelletier y Walter, 2013
Tenuelamellaridae	<i>Tenuelamellarea argentinensis</i> Martínez, Velis, Eguaras y Fernández, 1995