



CAPÍTULO 11:

Biodiversidad en ambientes agropecuarios semiáridos en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, México

Claudia E. Moreno¹,
Gerardo Sánchez-Rojas¹,
Jose R. Verdú²,
Catherine Numa²,
M^a Ángeles Marcos-García²,
Ana P. Martínez-Falcón¹,
Eduardo Galante²
& Gonzalo Halffter³

¹ Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 69 plaza Juárez, 42001 Pachuca, Hidalgo, México. cmoreno@uaeh.edu.mx

² Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO), Universidad de Alicante, San Vicente del Raspeig s/n, 03080 Alicante, España. jr.verdu@ua.es

³ Departamento de Biodiversidad y Ecología Animal, Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91000 Xalapa, Veracruz, México. gonzalo.halffter@inecol.edu.mx

Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica.

Gonzalo Halffter, Sergio Guevara & Antonio Melic (Editores)

- SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA (SEA), ZARAGOZA, ESPAÑA.
- COMISION NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO) MÉXICO.
- COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS (CONANP) MÉXICO.
- CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT) MÉXICO.
- INSTITUTO DE ECOLOGIA, A.C., MÉXICO.
- UNESCO-PROGRAMA MAB.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. GOBIERNO DE ESPAÑA.

m3m: Monografías Tercer Milenio
vol. 6, S.E.A., Zaragoza, España
ISBN: 978-84-935872-0-8
15 diciembre 2007
pp: 97-107.

Información sobre la publicación:
www.sea-entomologia.org

Biodiversidad en ambientes agropecuarios semiáridos en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, México

Claudia E. Moreno, Gerardo Sánchez-Rojas,
Jose R. Verdú, Catherine Numa,
M^a Ángeles Marcos-García, Ana P. Martínez-Falcón,
Eduardo Galante & Gonzalo Halffter

Resumen: Analizamos los efectos de las alteraciones agropecuarias en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán (Hidalgo, México). Entre los problemas que afectan a la reserva destacan la extracción ilegal de cactáceas, el sobrepastoreo y la contaminación por agroquímicos. En este trabajo seguimos una estrategia metodológica basada en el análisis a nivel del paisaje de los componentes alfa, beta y gamma de la riqueza de especies, utilizando hormigas (Hymenoptera: Formicidae), sírfidos (Diptera: Syrphidae) y escarabeidos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) como grupos indicadores, cada uno en un contexto particular. En el caso de las hormigas, detectamos 22 especies, 19 de ellas en el valle agrícola, 16 en laderas y 11 en zonas de meseta de matorral crassicaule. A pesar de la evidente alteración del valle agrícola, este ambiente mantiene una mayor riqueza de hormigas que los hábitats característicos de las zonas núcleo de la reserva, posiblemente por la presencia de nogales, que generan una mayor disponibilidad de micro-hábitats. Para el caso de los sírfidos registramos diez especies del género *Copestylum*, entre las que destacan *C. marginatum* y *C. simile* por ser las más abundantes, así como *C. hidalgense* por ser una nueva especie que hasta ahora sólo se conoce de la Barranca de Metztitlán. Tanto en ambientes de vegetación abierta como cerrada de matorral crassicaule, encontramos ocho especies de sírfidos, aunque la abundancia de individuos fue mayor en el ambiente abierto. Seis especies de este grupo se comparten entre los dos ambientes, y cada uno de ellos tiene dos especies exclusivas. Según estos resultados la conservación de la biodiversidad de sírfidos en la reserva no sería posible dentro de un sólo tipo de ambiente. Los restos de las cactáceas en descomposición juegan un papel importante para mantener la diversidad de sírfidos y los procesos ecológicos asociados a los mismos. En el caso de los escarabeidos, encontramos 20 especies, entre las que destaca *Canthon humectus hidalgoensis* por representar el 94% del total de individuos capturados. En el matorral crassicaule encontramos 15 especies de este grupo, mientras que en el matorral submontano estuvieron presentes las 20 especies, por lo que la diversidad beta es baja, al tratarse de prácticamente una sola comunidad de escarabeidos. En el matorral submontano la riqueza acumulada de especies es mayor en ambientes abiertos, caracterizados por un mosaico de pastizal con parches de matorral y con un evidente impacto de la ganadería en la estructura de la vegetación, que en ambientes cerrados. Sin embargo, en el matorral crassicaule, donde no se observa una diferencia en la estructura de la vegetación tan contrastante, la comunidad de escarabeidos es más homogénea. En los tres grupos de insectos estudiados hemos observado que la biodiversidad no puede ser conservada protegiendo únicamente los hábitats de las zonas núcleo de la reserva donde se han restringido o eliminado las actividades agropecuarias. Cada grupo indicador tiene una respuesta particular a la diferenciación de los hábitats, y dentro de cada grupo algunas especies se ven más afectadas que otras por las alteraciones ambientales. A la escala de paisaje las actividades agropecuarias contribuyen a mantener la heterogeneidad de los hábitats en la barranca, y esta heterogeneidad favorece la diversidad biológica.

Palabras clave: Riqueza de especies, diversidad alfa, diversidad beta, insectos, grupos indicadores, Hymenoptera: Formicidae, Diptera: Syrphidae, Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae, México, Hidalgo.

Biodiversity in semiarid farming environments at the Barranca de Metztitlán biosphere reserve, Mexico

Abstract: We analyze the effects of farming at the Barranca de Metztitlán biosphere reserve (Hidalgo, Mexico). Among the environmental problems that this reserve faces are the illegal extraction of cacti, overgrazing and agrochemical pollution. In this chapter we follow a methodological strategy based on the analysis at the landscape level of the alpha, beta and gamma components of species richness, using ants (Hymenoptera: Formicidae), hoverflies (Diptera: Syrphidae) and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) as biodiversity indicators, each one in a different context. In the case of ants, we detected 22 species, 19 of them in the agricultural valley, 16 on the hillsides and 11 in the crassicaule scrubland of the plateau. In spite of the evident transformation of the agricultural valley, this habitat has more species of ants than the habitats protected at the core areas of the reserves, maybe because of the presence of nut trees, which increases the number of available microhabitats. In the case of hoverflies, we registered 10 species of the genus *Copestylum*, among which the most important are *C. marginatum* and *C. simile* because of their abundance, and *C. hidalgense*

because it is a new species that until now is only known from the Barranca de Metztitlán. At sites with both open and closed vegetation cover, we found eight species of hoverflies, but the abundance of individuals was higher in the open habitats. Six species are shared between both habitats, and each habitat has two exclusive species. According to these results, the conservation of hoverfly biodiversity at this reserve would not be possible if only one habitat were conserved. Plant material from decomposing cacti plays an important role in maintaining the diversity of hoverflies and the ecological processes connected with them. In the case of dung beetles, we found 20 species, among which *Canthon humectus hidalgoensis* is the most important, given the fact that it represents 94% of the total number of individuals captured. In the crassicaule scrubland we found 15 species of dung beetles, while in the submountainous scrubland we found 20 species, so beta diversity is low, as there is only one community of dung beetles in this type of landscape. In the submountainous scrubland cumulative species richness is higher at sites with open vegetation cover, characterized by a mosaic of grasslands with patches of scrubland and where the impact of grazing on vegetation structure is evident, than at sites with closed vegetation cover. However, in the crassicaule scrubland, where differences in vegetation structure are not so evident, the community of dung beetles is homogeneously distributed. For the three groups of insects we observed that biodiversity cannot be preserved by protecting only the habitats at the core area of the reserve, where human activities have been limited or eradicated. Each indicator group has a particular response to habitat differentiation, and for each group there are some species that are more affected than others by environmental alterations. At the landscape scale, farming activities promote habitat heterogeneity at the ravine, and this heterogeneity brings more biological diversity.

Key words: Species richness, alpha diversity, beta diversity, insects, indicator groups, Hymenoptera: Formicidae, Diptera: Syrphidae, Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae, Mexico, Hidalgo.

Introducción

La gestión de las reservas de la biosfera busca establecer estrategias que permitan una conciliación entre la conservación de los recursos naturales y el desarrollo económico sostenible de los pobladores locales. Se pretende que estas áreas protegidas sean espacios donde se desarrollen políticas de manejo que protejan a largo plazo la diversidad biológica y los valores culturales del área, regulando las actividades humanas. Se busca también que las alternativas de desarrollo probadas sean divulgadas en el ámbito regional para potenciar su impacto.

En aras de proteger la diversidad biológica, resulta crucial partir de un plan de manejo que considere la regulación del uso de suelo y de las actividades humanas. Estas actividades pueden ser de diferentes tipos e intensidades, provocando desde leves perturbaciones cuyos efectos no son forzosamente negativos para la biodiversidad, hasta impactos severos en el medio. Estos son dos extremos de un gradiente de usos del territorio que establece entre el uso tradicional o rústico (*sensu* Halffter, 2005) y el uso intensivo. El uso rústico mantiene una mayor heterogeneidad ambiental dado que la utilización de los recursos se hace a pequeña escala y de forma dinámica tanto en el tiempo como en el espacio, generando mosaicos de condiciones ambientales en el paisaje. Este tipo de aprovechamiento suele llamarse tradicional cuando está asociado a una cultura que durante generaciones lo ha practicado, si bien no todo manejo tradicional es igualmente positivo para la conservación. Por otro lado, el uso intensivo tiende a simplificar las condiciones del medio y normalmente afecta a vastas extensiones de terreno, lo que homogeneiza y simplifica el paisaje.

La actividad agropecuaria tradicional ha modelado el paisaje incrementando la heterogeneidad espacial y ha condicionado y contribuido, en numerosas ocasiones, a conformar la diversidad actual (Di Castri *et al.*, 1990; Díaz Pineda *et al.*, 1998; Galante, 1991, 2005; Fry & Lonsdale, 1991). Por ejemplo, se conoce que la acción del hombre provocó en general en toda Europa, y en particular en la Cuenca Mediterránea, un cambio profundo del paisaje mediante la sustitución de zonas boscosas por un mosaico de campos de cultivo y pastizales (Galante *et al.*, 1991; Galante & Marcos García, 2004;

Galante, 2005), tradicionalmente limitados en sus bordes por una variada y abundante vegetación herbácea o arbustiva que marcaba sus límites y en la que numerosas especies han encontrado refugio y condiciones adecuadas para desarrollarse y diversificarse a lo largo de miles de años (Galante, 1991; Samways, 2005; Gómez-Pompa & Kaus, 1999). En México, se sabe que en la península de Yucatán los mayas han mantenido un sistema ancestral de manejo de recursos que se ha basado en una estrategia altamente compleja de uso múltiple de los recursos, creando paisajes en mosaico que han sido efectivos y eficientes por más de 3000 años (Barrera-Basols & Toledo, 2005). Este tipo de estrategias con usos múltiples de recursos han dado lugar a sistemas agropecuarios tradicionales que en términos modernos de conservación podemos decir que están basados en los principios de elasticidad ecológica (*resilience*) y sostenibilidad (Toledo *et al.*, 2003), y en México aún hay un número impresionante de ecosistemas elásticos que han coevolucionado con las actividades humanas (Gómez-Pompa & Kaus, 1999).

Las reservas de la biosfera no pretenden prohibir las actividades humanas, sino por el contrario estimularlas cuando se realizan de forma sostenible mediante el uso rústico o tradicional de los recursos. Este tipo de uso de la tierra puede tener un alto valor en el ámbito de la conservación, especialmente en zonas de alta diversidad beta (Halffter, 2005) como en el centro de México (Rodríguez *et al.*, 2003; Munguía, 2004; Fuller *et al.*, 2006). Sin embargo, su persistencia puede ponerse en riesgo tanto por las demandas de una sociedad consumista que exige mayores insumos externos y áreas más extensas de uso, como por cambios en los sistemas de propiedad de la tierra (Primack *et al.*, 2001).

Conocer cómo se presentan los patrones de la biodiversidad tanto en hábitats bien conservados como en zonas transformadas por el uso humano es el primer paso para entender la forma en que las actividades humanas pueden desarrollarse sosteniblemente en las áreas protegidas. Por esta razón, en este trabajo analizamos los efectos de las alteraciones agropecuarias en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán evaluando si el tipo e intensidad de las actividades humanas que



Fig. 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán en el Estado de Hidalgo, México.

se realizan son desfavorables para la diversidad biológica, o por el contrario contribuyen incluso a mantener una alta diversificación ecológica que se refleje en mayor biodiversidad a escala de paisaje. Para ello, seguimos una estrategia metodológica basada en el uso de grupos indicadores y en el análisis de los componentes alfa, beta y gamma de la riqueza de especies en el paisaje (Halffter, 1998; Halffter *et al.*, 2001).

Presentamos tres análisis distintos, cada uno de ellos con un grupo indicador diferente y en distintas condiciones, con el fin de ofrecer un panorama amplio que nos permita obtener conclusiones más generales aplicables a la gestión de la propia reserva, y como experiencia más allá del ámbito regional. Los grupos indicadores (hormigas, sírfidos y escarabajos coprófagos) son insectos que se han seleccionado por tener historias de vida y requerimientos medioambientales diferentes, además de que reúnen características que facilitan su estudio (Halffter, 1998; Moreno *et al.*, 2007). Por ejemplo, son grupos muy abundantes, su riqueza de especies suele ser muy alta, hay muchas especies especialistas, ocupan distintos niveles tróficos, responden a cambios en las condiciones ambientales, hay un buen conocimiento de su biología y taxonomía, y existen métodos y protocolos de muestreo fáciles de aplicar de forma estandarizada.

La Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán

Este estudio se realizó en un área natural protegida de reciente creación, decretada como reserva de la biosfera por el gobierno mexicano en marzo de 2000 y aprobada por UNESCO en octubre de 2006. La reserva se localiza en el Estado de Hidalgo, México (fig. 1), entre los 20° 14' 15" y 20° 45' 26" de latitud norte, y los 98° 23' 00" y 98° 57' 08" de longitud oeste, y comprende una superficie total de 96.042,94 ha. Se ubica en la intersección de tres provincias biogeográficas: el Eje Volcánico Transmexicano, la Sierra Madre Oriental y el Altiplano

Mexicano, de las cuales las dos primeras pertenecen a la región Neotropical y la última a la región Neártica (Morrone, 2001). Por lo tanto, la barranca se caracteriza por una extrema variabilidad ambiental y una alta diversidad de flora y fauna. Tiene una topografía accidentada con pendientes pronunciadas y escarpadas, y la altitud varía entre 1000 y 2000 m s.n.m. El clima es seco semicálido con lluvias en verano (García, 1973). La temperatura promedio anual oscila entre los 18 y los 22 °C, y la precipitación total anual es menor de 600 mm (CONANP, 2003).

La Barranca de Metztitlán queda incluida en dos provincias florísticas: Sierra Madre Oriental y Altiplanicie (Rzedowski, 1983). En la reserva se ubican cinco tipos de vegetación natural (siguiendo la clasificación de Rzedowski, 1965, 1983; Zamudio *et al.*, 1992): matorral submontano (66,73% del área de la reserva), bosque de táscate (9,58%), bosque de encino (9,03%), selva baja caducifolia (6,93%) y matorral crassicaule (5,96%). El resto del área (1,77%) se ocupa para agricultura de riego y temporal (CONANP, 2003). En el matorral crassicaule se pueden distinguir comunidades vegetales caracterizados por las cactáceas que dominan fitosómicamente en ellos, con plantas arbustivas y herbáceas xerófilas y a menudo espinosas. El valle se encuentra fuertemente alterado por actividades humanas intensivas, principalmente cultivos de maíz y frijol con árboles de nogal (*Juglans californica*), mantenidos bajo riego artificial y con altos insumos de agroquímicos.

La población total en el año 2005 de los municipios donde se ubica el área de la reserva es de 123.301 personas (Gobierno del Estado de Hidalgo, 2005). En el municipio de Metztitlán, dentro de la reserva, existen aproximadamente 20.123 personas, de las cuales 2.682 son del grupo étnico otomí (13,3%), quienes se hacen llamar a sí mismos como hña-hñu (de *hña* 'hablar' y *hñu* 'nariz', que hablan la lengua nasal). Los otomíes realizan un aprovechamiento diversificado de los recursos naturales (Guerrero, 1983; Scheffler, 2001), combinando la agricultura (cultivan principalmente maíz, frijol, calabaza, chile, tomate verde, jitomate y agave), con el pastoreo de ganado (cabras, ovejas y vacas) y la extracción de recursos de la vegetación natural para leña, así como las hojas de palma para el autoconsumo y la venta (Pavón *et al.*, 2006). Sin embargo, parte de la economía de las familias depende de la emigración hacia el Estado de México y los Estados Unidos de América, basta decir que hay 11 casas de cambio en Atotonilco, municipio con una población total de 23.823 personas de las cuales sólo 6.272 son población económicamente activa (INEGI, 2005).

Entre los problemas que enfrenta la reserva para asegurar la conservación de la biodiversidad destaca la extracción ilegal de especies, principalmente de cactáceas, así como el sobrepastoreo y la contaminación por agroquímicos (CONANP, 2003). Sin embargo, no se sabe si las actividades agropecuarias actuales han dado lugar a zonas depauperadas donde la diversidad biológica ha sido afectada, o por el contrario dichas actividades mantienen heterogeneidad a escala de paisaje permitiendo la persistencia de la flora y fauna silvestres.

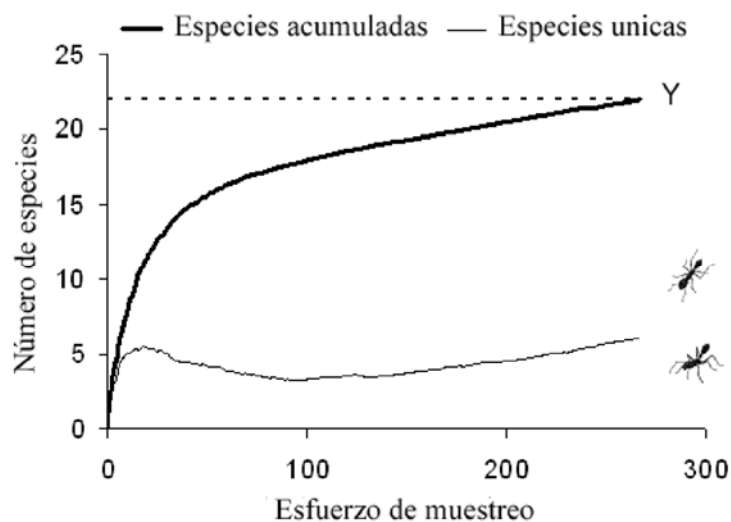


Fig. 2. Curva de acumulación de especies de hormigas en la Barranca de Metztlán, y tendencia del número de especies que se detectaron en una sola muestra (especies únicas) durante el estudio. El esfuerzo de muestreo está expresado como número total de muestras con un diseño complementario de trampas de caída, trampas en la vegetación, trampas subterráneas y búsqueda directa. La línea punteada refleja la diversidad gamma observada (22 especies).

Hormigas en las mesetas, laderas y valle de la barranca

Existen varios estudios que apoyan la idea de que las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) son un buen grupo indicador de biodiversidad (Majer, 1983, 1987; Romero & Jaffe, 1989; Andersen, 1997; Longino & Colwell, 1997; Tshiguvho *et al.*, 1999, Agosti *et al.*, 2000). En zonas áridas y semiáridas, las hormigas son un grupo numérica y funcionalmente importante (Crawford, 1981). Por ejemplo, en México, en la parte central del Desierto Chihuahuense la comunidad de hormigas es rica en especies (entre 11 y 26 especies por tipo de vegetación) y está integrada por cinco gremios tróficos, con dominancia de las especies omnívoras y granívoras (Rojas & Fragoso, 2000). Por ello, las hormigas son un grupo que ha sido utilizado exitosamente como indicador en zonas áridas por su sensibilidad a los cambios ambientales (Majer, 1983; Bestelmeyer & Wiens, 1996; Tshiguvho *et al.*, 1999), por ejemplo, para evaluar el impacto de los bordes de carreteras (Tshiguvho *et al.*, 1999), y las diferentes etapas en la restauración de zonas degradadas por actividades mineras (Majer, 1983, 1992; Majer *et al.*, 1984).

En este trabajo nos preguntamos ¿cómo varía la riqueza de especies de hormigas entre el valle, las laderas y las mesetas que conforman la Barranca de Metztlán?, ¿coexisten las mismas especies en estos elementos del paisaje o existe una contribución importante de diversidad beta en la barranca?, y ¿hay una disminución de la riqueza o un cambio en la identidad de especies en el valle de uso intensivo agrícola con respecto a las zonas de vegetación mejor conservadas e incluidas en las zonas núcleo de la reserva?

Para contestar estas preguntas muestreamos hormigas en tres elementos del paisaje: el valle agrícola, laderas con matorral crassicaule dominado por la cactácea columnar *Cephalocereus senilis*, y mesetas con matorral crassicaule dominado por la cactácea en forma de candelabro *Isolatocereus dumortieri*. En el valle no quedan zonas de vegetación natural, por lo que muestreamos en cultivos de maíz con cercas vivas de nogal, mientras que en las laderas y mesetas los muestreos se realizaron en áreas de vegetación natural bien conserva-

da que se ubican dentro de los polígonos de las zonas núcleo de la reserva. En cada una de las tres zonas seleccionamos dos sitios de muestreo, uno a cada lado de la barranca. En los seis sitios recolectamos hormigas utilizando tanto trampas subterráneas, como trampas de caída y trampas en la vegetación entre 1 y 2 metros del suelo, así como búsqueda directa, pues se ha probado que para tener una mejor representación de la comunidad es necesario utilizar métodos complementarios (Longino & Colwell, 1997).

Con un total de 267 muestras detectamos 22 especies de hormigas (diversidad gamma) en el paisaje de la barranca (fig. 2). Utilizando el procedimiento de acumulación de especies descrito por Díaz-Francés y Soberon (2005) encontramos que el modelo de Clench (Soberon y Llorente, 1993) fue el que mejor se ajustó a estos datos, y predice 23 especies en total, por lo que según este modelo el inventario se encuentra bien representado. Sin embargo, seis de las 22 especies sólo se encontraron en una muestra (especies únicas), y los estimadores de riqueza que se basan en el número de especies únicas (Colwell, 2005) predicen 24 (Bootstrap), 28 (Jackknife1), 31 (ICE) y hasta 37 (Chao2) especies. Por lo tanto, aún es necesario continuar el muestreo para alcanzar una representación completa de la riqueza de especies de la barranca.

La mayor diversidad alfa fue de 19 especies de hormigas y correspondió al valle agrícola, seguido por las laderas con 16 especies y las mesetas de matorral crassicaule con 11. Las especies que se detectaron de forma exclusiva en alguno de los elementos del paisaje (cuatro en el valle, uno en las laderas y dos en las mesetas) ocurrieron con muy baja frecuencia en las muestras (Tabla I).

A pesar de que las mesetas y el valle agrícola son hábitats separados por las abruptas pendientes de las laderas que tienen suelo más rocoso, encontramos un alto número de especies que coexisten en ambos elementos, lo que da un valor de diversidad beta bajo (disimilitud de Jaccard: 0,33). Sin embargo, entre hábitats contiguos como mesetas y laderas, así como laderas y

Tabla I. Frecuencia de aparición de las especies de hormigas en las muestras recolectadas en tres elementos del paisaje de la Barranca de Metztlán. En las mesetas la principal cobertura es matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri*, en las laderas es el matorral dominado por *Cephalocereus senilis*, y en el valle se realiza un uso agrícola intensivo.

	Meseta	Ladera	Valle
<i>Atta mexicana</i>	6	4	3
<i>Brachymyrmex</i> sp.	0	1	0
<i>Camponotus</i> sp. 1	5	33	10
<i>Camponotus</i> sp. 2	0	1	0
<i>Crematogaster</i> sp.	9	3	4
<i>Dolichoderinae</i> sp.	5	20	13
<i>Dorymyrmex</i> sp.	1	9	12
<i>Forelius</i> sp.	4	6	1
<i>Formica</i> sp.	1	0	0
<i>Labidus cecus</i>	0	0	6
<i>Megalomyrmex</i> sp.	0	0	1
<i>Monomorium</i> sp.	0	7	7
<i>Olygomyrmex</i> sp.	0	0	1
<i>Paratrechina</i> sp.	2	1	22
<i>Pheidole</i> sp.	0	7	18
<i>Pogonomyrmex barbatus</i>	0	9	2
<i>Pseudomyrmex mexicana</i>	0	5	3
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	2	0	2
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2	0	1	7
<i>Solenopsis geminata</i>	11	56	79
<i>Tetramorium</i> sp.	3	14	3
<i>Wasmannia</i> sp.	0	0	1
Total por hábitat	11	16	19

valle, la diversidad beta fue mayor (disimilitud de Jaccard: 0,5 en ambos casos) debido a que comparten un menor número de especies (fig. 3).

Si el muestreo se continuara para disminuir el número de especies únicas, probablemente el número de especies compartidas aumentaría y podrían detectarse nuevas especies en cada hábitat, particularmente especies raras que incrementarían el valor de la diversidad beta entre hábitats. Estos datos sugieren que a pesar de la evidente alteración del valle agrícola, este ambiente lejos de presentar una disminución de la biodiversidad de hormigas, mantiene incluso una mayor riqueza que los hábitats característicos de las zonas núcleo de la reserva. Es posible que la presencia de árboles de nogal genere una mayor disponibilidad de microhábitats, de tal forma que permite la existencia tanto de especies propias de áreas abiertas como de especies que requieren sombra. Por la baja frecuencia en que ocurrieron las especies exclusivas a los hábitats naturales, es factible pensar que tales especies podrían localizarse también en el valle intensificando el muestreo. No obstante, es importante señalar que esta zona está sujeta a una visible contaminación de agroquímicos e insecticidas que se vierten de manera incontrolada, por lo que es necesario conocer el comportamiento de otros grupos biológicos en estos ambientes antes de generalizar sobre su impacto en la biodiversidad.

Dípteros sírfidos en el matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri*

Los sírfidos (Diptera: Syrphidae) son una de las familias de dípteros mas numerosas, con cerca de 200 géneros y mas de 5.000 especies. La alta movilidad de sus adultos,

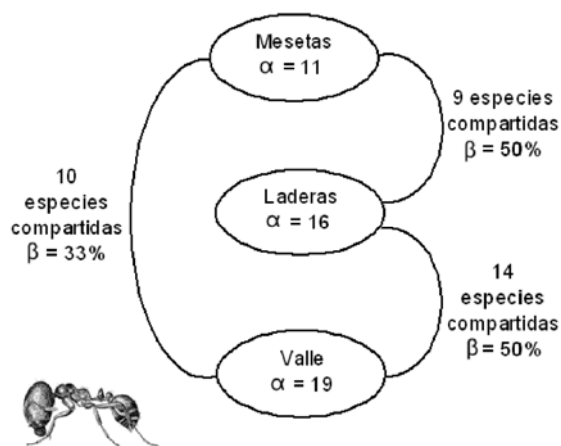


Fig. 3. Diagrama de las diversidades alfa y beta de hormigas en la Barranca de Metztlán. Se indica como alfa el número de especies detectadas dentro de cada elemento del paisaje, y como diversidad beta el porcentaje de disimilitud entre elementos del paisaje medido con el inverso del índice de Jaccard.

que se alimentan de polen y néctar, hace que se les considere un grupo de insectos adecuado para los estudios de evaluación de diversidad a escala de paisaje (Stubbs, 1982; Marcos-García, 1987). Sus larvas, por el contrario, presentan diferentes tipos de regímenes alimenticios, pudiéndose agrupar en: micófagas/fitófagas, entomófagas y saprófagas. Es precisamente la gran diversidad del recurso alimenticio larvario dentro de esta familia y su escasa movilidad, lo que confiere a las fases larvianas de los sírfidos un gran potencial como bioindicadores del medio, siendo considerados los estudios basados en estados inmaduros, particularmente útiles para su aplicación en la conservación de los hábitat (Rotheray, 1993). Las larvas saprófagas pueden actuar como bioindicadores de la calidad de agua y del estado de conservación de los ecosistemas (Speight, 1986) ya que pueden desarrollarse en una amplia gama de hábitats, desde el agua acumulada en bromelias epifitas de bosques de niebla, hasta el tejido vegetal en descomposición de cactáceas de zonas desérticas. Dentro de este último tipo de hábitat, se incluyen las larvas del género *Copestylum*, Macquart 1846, endémico del Continente Americano y del cual se conocen cerca de 300 especies (Vockeroth & Thompson, 1987), siendo México uno de los países con mayor riqueza de especies del género y de donde se tiene un aceptable conocimiento taxonómico (Marcos-García & Pérez-Bañón, 2001, 2002), aspecto importante en los estudios de biodiversidad con este grupo de insectos (Katzourakis *et al.*, 2001). El particular potencial que evolutivamente han desarrollado las especies de *Copestylum* para explotar medios de desarrollo variados, y la estrecha relación que han establecido con los mismos, hacen de este género un excelente candidato para utilizarlo en la evaluación de la biodiversidad en ecosistemas con diferente grado de perturbación, como en el matorral crassicaule de la Barranca de Metztlán.

En este trabajo nos planteamos las siguientes preguntas: ¿cuántas y qué especies de *Copestylum* se en-

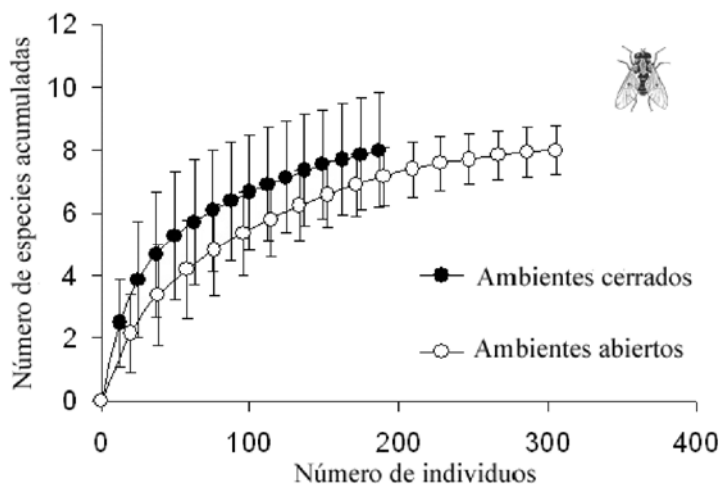


Fig. 4. Curvas de acumulación con intervalos de confianza (función Mao Tau, Colwell, 2005) de las especies de dípteros sírfidos del género *Copestylum* en ambientes abiertos y cerrados de matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri* en la Barranca de Metztlán.

cuentran en el matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri* en la Barranca de Metztlán? ¿hay cambios en la riqueza de especies (diversidad alfa) y en la composición de especies (diversidad beta) entre ambientes con cobertura vegetal en buen estado de conservación (cerrados) y ambientes con evidente impacto de la ganadería en la vegetación (abierto)?

Para responder a estas preguntas ubicamos zonas de matorral con cobertura vegetal en buen estado de conservación (ambiente cerrado), y zonas con impacto evidente de la ganadería en la vegetación (ambiente abierto). En cada zona situamos ocho puntos de muestreo separados entre sí 500 m. En cada punto realizamos muestreos durante dos periodos de la época de lluvias (junio y agosto de 2006), invirtiendo un esfuerzo de muestreo homogéneo (una hora de búsqueda realizada por dos personas, por sitio de muestreo y por período). Durante estos muestreos se localizó material vegetal en descomposición con larvas de sírfidos. El material fue trasladado al laboratorio donde se criaron las larvas hasta que emergieron los adultos.

Se consiguió una adecuada representación en los inventarios realizados, ya que al analizar las predicciones de varios estimadores de la riqueza de especies (Colwell, 2005) encontramos que sólo el estimador de Jackknife 1 predice la falta de una especie en el inventario para el ambiente cerrado. En total se han criado 492 individuos de diez especies de sírfidos, todas ellas del género *Copestylum* (Tabla II). Destaca *C. marginatum* por ser la especie más abundante, seguida por *C. simile*. Se encontró una nueva especie para la ciencia: *C. hidalgense* (Rotheray *et al.*, 2007), que hasta ahora sólo se conoce para la Barranca de Metztlán. En cada uno de los dos ambientes estudiados (abierto y cerrado) del matorral de *Isolatocereus dumortieri* encontramos ocho especies de sírfidos, por lo que no hay diferencias en la riqueza de especies entre ambientes (fig. 4). Sin embargo, en el ambiente abierto se encontró una mayor abundancia (304 individuos) que en el ambiente cerrado (188 individuos, Tabla II). De las 10 especies registradas, seis de ellas se comparten entre los dos ambientes, pero *C. hidalgense* y *C. sica* sólo se encontraron en el ambiente cerrado, mientras que *C. mexicanum* y *C. viola-*

ceum sólo aparecieron en las muestras del ambiente abierto.

Según estos resultados la conservación de la biodiversidad de sírfidos en la reserva no sería posible dentro de un solo tipo de hábitat, sino que es necesario mantener cierta heterogeneidad ambiental para asegurar la permanencia de todas las especies. Por ello se debe profundizar en el estudio tanto de la morfología de estados inmaduros (larvas y pupas) como de la biología de los adultos para completar la información sobre la historia natural y filogenia de este grupo y particularmente de la especie endémica. Para completar la lista de las especies de *Copestylum* en la reserva será necesario realizar muestreos en distintos microambientes y a lo largo del ciclo fenológico anual, y estudiar su asociación con las distintas especies de plantas. Estos primeros resultados permiten no obstante poner de manifiesto la importancia de las cactáceas en descomposición para el mantenimiento de las poblaciones de *Copestylum* y la necesidad de que los programas de gestión de la reserva valoren la importancia de los restos vegetales para mantener la diversidad de sírfidos asociados a los mismos, garantizando de este modo los procesos ecológicos del ecosistema.

Tabla II. Número de individuos capturados de las especies del género *Copestylum* en ambientes abiertos y cerrados de matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri* en la Barranca de Metztlán.

	Ambiente cerrado	Ambiente abierto
<i>C. hidalgense</i>	1	0
<i>C. latum</i>	40	5
<i>C. limbipenne</i>	50	7
<i>C. marginatum</i>	9	220
<i>C. mexicanum</i>	0	1
<i>C. mila</i>	2	2
<i>C. posticum</i>	5	8
<i>C. simile</i>	80	54
<i>C. violaceum</i>	0	7
<i>C. sica</i>	1	0
Número individuos	188	304
Total por ambiente	8	8

Tabla III. Número de individuos capturados de las especies de escarabajos coprófagos en ambientes abiertos y cerrados de matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri* y matorral submontano en la Barranca de Metztitlán.

	Matorral crassicaule		Matorral submontano	
	Cerrado	Abierto	Cerrado	Abierto
<i>Aphodius cabelleroi</i>	0	665	0	19
<i>Aphodius guatemalensis</i>	0	2	71	10
<i>Aphodius landsbergei</i>	0	1	21	127
<i>Aphodius lividus</i>	8	0	0	20
<i>Aphodius sallei</i>	5	0	2	1
<i>Canthon humectus hidalgoensis</i>	4671	24340	26893	15260
<i>Canthon humectus humectus</i>	0	0	2	2
<i>Canthon imitator</i>	44	13	56	176
<i>Cephalocyclus fuliginosus</i>	0	0	19	2
<i>Dichotomius colonicus</i>	0	0	0	45
<i>Digitonthophagus gazella</i>	3	26	0	2
<i>Euoniticellu intermedius</i>	7	1	0	2
<i>Glaphyrocanto viridis</i>	1	0	354	0
<i>Onthophagus igualensis</i>	41	9	244	7
<i>Onthophagus landolti 1</i>	60	68	702	259
<i>Onthophagus landolti 2</i>	1	57	329	4
<i>Onthophagus leconte</i>	0	20	41	55
<i>Onthophagus mexicanus</i>	0	0	35	136
<i>Onthophagus semiopacus</i>	0	0	5	0
<i>Phaneus adonis</i>	8	208	309	176
Número individuos	4886	25415	29092	16313
Total por ambiente	11	12	15	18

Escarabajos coprófagos en el matorral submontano y el matorral crassicaule

Los escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) tienen hábitos alimenticios y de nidificación particulares y baja capacidad de dispersión (Klein, 1989; Halffter *et al.*, 1992; Escobar & Chacón-Ulloa, 2000). Además, son conocidos por su papel en el reciclaje de la materia orgánica y la dispersión de semillas (Klein, 1989; Mittal, 1993; Andresen, 2001). Distintos trabajos en los trópicos han mostrado la sensibilidad de los escarabajos copronecrófagos para detectar alteraciones en los ecosistemas, como los derivados del uso de suelo agropecuario, pues se ven afectados negativamente por las alteraciones del hábitat (Klein, 1989; Halffter *et al.*, 1992; Escobar & Chacón-Ulloa, 2000; Estrada *et al.*, 1998; Halffter & Arellano, 2002; Arellano & Halffter, 2003). Tales efectos negativos en los escarabajos se pueden dar de forma directa por los cambios en el hábitat, o indirectamente a través de cambios en las poblaciones de mamíferos de mediana y gran talla que producen el excremento utilizado por los escarabajos. Por lo tanto, el estado de la comunidad de escarabajos coprófagos puede ser un importante indicador de la salud del ecosistema.

En este trabajo nos preguntamos ¿los cambios en la estructura del paisaje y de los hábitat derivados de la actividad ganadera en la Barranca de Metztitlán influyen en la diversidad de los escarabeidos? Para ello, seleccionamos como hábitats de estudio el matorral submontano y el matorral crassicaule dominado por *Isolatocereus dumortieri*, por ser tipos de vegetación en los cuales el sobrepastoreo de cabras, vacas, ovejas y burros ha sido señalado como una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad a largo plazo (CONANP, 2003).

En cada hábitat ubicamos seis puntos de muestreo en áreas con cobertura vegetal en buen estado de conservación (ambiente cerrado caracterizado por una in-

tensidad de pastoreo relativamente baja), y otros seis puntos en áreas de evidente impacto de la ganadería en la vegetación (ambiente abierto caracterizado por una intensidad de pastoreo relativamente alta). En cada punto llevamos a cabo muestreos de escarabajos utilizando cuatro trampas de caída cebadas con una mezcla de excremento de caballo y oveja, las cuales permanecieron expuestas por períodos de seis días. Los muestreos se realizaron en junio y en septiembre de 2005 y el esfuerzo de muestreo fue de un total de 144 muestras en cada ambiente (cerrado y abierto) de cada hábitat (matorral submontano y matorral crassicaule).

En total capturamos 75.605 individuos de 20 especies de escarabajos, entre las que destaca *Canthon humectus hidalgoensis* por representar el 94% de los individuos encontrados (Tabla III). En el matorral crassicaule encontramos 15 especies, mientras que en el matorral submontano estuvieron presentes las 20 especies, es decir que todas las especies del matorral crassicaule son compartidas con el matorral submontano, y éste último incluye además otras cinco especies exclusivas.

En nuestros inventarios registramos más del 87% del número total de especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico de la riqueza de especies ICE (Colwell, 2005). Las curvas de acumulación de especies muestran que en el matorral submontano la riqueza de especies es claramente mayor en el ambiente abierto que en el ambiente cerrado (fig. 5A), mientras que en el matorral crassicaule no ocurre este fenómeno (fig. 5B). Analizando la riqueza de especies total en sus componentes alfa y beta de forma aditiva (Lande, 1996) encontramos que de la riqueza de especies total el área de estudio (20 especies), el 70% se debe al componente alfa, pues la riqueza promedio de los cuatro ambientes estudiados (dos en cada hábitat) es de 14 especies, y el 30% restante corresponde al componente beta.

En el ambiente abierto del matorral submontano encontramos 18 del total de las 20 especies capturadas en la zona de estudio. Las dos especies ausentes (*Glaphyrocantho viridis* y *Onthophagus semiopacus*) se encontraron en el ambiente cerrado del mismo hábitat. Estos resultados indican que para el sistema estudiado la diversidad alfa más alta comprende la mayor parte de la diversidad gamma, mientras que la contribución de la diversidad beta es limitada. Sin embargo, a pesar esta baja diversidad beta, es importante señalar que las especies registradas tienen historias biogeográficas distintas, con presencia de elementos de la parte árida del Altiplano Mexicano, lo que hace que en la Barranca de Metztitlán la respuesta de los escarabajos coprófagos a la perturbación del hábitat sea distinta a la de otras zonas. Por ejemplo, en paisajes Neotropicales estos escarabajos han resultado ser buenos indicadores por su sensibilidad a los cambios ambientales, pues en ellos se detecta claramente una alta diversidad beta entre la fauna de bosque y la fauna de áreas más abiertas y con mayor insolaación (Klein, 1989; Halffter *et al.*, 1992; Estrada *et al.*, 1998; Escobar & Chacón-Ulloa, 2000; Halffter & Arellano, 2002; Arellano & Halffter, 2003). En la Barranca de Metztitlán domina una fauna coprófaga de fuerte influencia del Altiplano seco mexicano aunque faltan, debido a su altitud, otros elementos más típicos de la fauna Neártica representada por algunos géneros no encontrados en la Barranca (e.g. *Copris*, *Geotrupes*). Sin embargo sí hemos encontrado una sustitución de algunos géneros tropicales por especies pertenecientes a otro género de origen Neártico como es el caso del género *Aphodius*. En cualquier caso, los escarabidos coprófagos, a pesar de la relativamente baja diversidad beta, han presentado una evidente sensibilidad a cada uno de los hábitats así como a los distintos grados de intensidad de la actividad ganadera, existiendo especies indicadoras de cada una de estas condiciones. Una vez más, los escarabidos pueden resultar de gran utilidad para evaluar el estado de conservación o de salud de los ecosistemas, especialmente cuando, como en el caso de la Barranca de Metztitlán, la actividad ganadera está siendo cuestionada como una de las actividades más negativas de la Reserva.

Conclusiones

Con los tres grupos de insectos estudiados hemos observado que la diversidad de especies en la Barranca de Metztitlán no puede ser conservada protegiendo únicamente los hábitats bien conservados de las zonas núcleo. Cada grupo tiene una respuesta particular a la diferenciación de los hábitats, y dentro de cada grupo algunas especies se ven más afectadas que otras por la variabilidad ambiental. Sin embargo, resulta claro que a escala de paisaje las actividades agropecuarias contribuyen a mantener la heterogeneidad de hábitats en la barranca, y que esta heterogeneidad caracterizada por una vegetación en mosaico favorece la diversidad biológica. Un ejemplo similar de este patrón podemos encontrarlo en la región Mediterránea, donde los agroecosistemas tradicionales son considerados como un paisaje en mosaico

mantenido por el hombre durante milenios (Allen, 2003). Es evidente que una sola comunidad protegida no será suficiente para asegurar la permanencia de toda la riqueza de especies del paisaje. La gestión de la reserva deberá promover estrategias que aseguren la continuidad de distintas condiciones, incluyendo una matriz de paisaje en mosaico con un nivel moderado de intervención humana.

Las políticas de manejo de la reserva, lejos de prohibir las actividades agrícolas que mantienen la economía de los pobladores locales, deberán regular el uso de suelo para favorecer un uso más rústico y sostenible de los recursos sin caer en ninguno de los extremos entre el uso intensivo y la prohibición absoluta del aprovechamiento de estos recursos. Este último extremo ha sido la base de políticas de gestión medioambiental que no incluyen al hombre como parte integral del medio. Por ejemplo, estas políticas que no han tenido en cuenta la historia de actividad humana, eliminando las actividades agropecuarias tradicionales en el área a proteger, han llevado a zonas de ambiente Mediterráneo a una rápida disminución de la diversidad paisajística formada por un mosaico de hábitats diferentes. En esta zona se ha demostrado que se produce una pérdida creciente de la extensión de pastizales y matorrales abiertos, mientras que las áreas boscosas se expanden, produciéndose una pérdida de especies endémicas tanto de plantas como de insectos que se encuentran ligadas a los hábitats abiertos constituidos por pastizales y matorral poco denso (Verdú *et al.*, 2000). Asimismo, en las altiplanicies bolivianas se ha encontrado una mayor diversidad de plantas endémicas en los bosques con niveles intermedios de alteración, producto de las actividades antropogénicas (Kessler, 2001).

Las posibles acciones concretas de gestión deberán por tanto basarse en el conocimiento tanto de los procesos y factores de cambio, como de los efectos de estos en la biodiversidad y el medio. Por ejemplo, información sobre la ecología poblacional de la palma *Brahea dulcis* sugiere que el aprovechamiento tradicional otomí, si se hace de forma regulada, puede ser una actividad económica sostenible (Pavón *et al.*, 2006). De igual manera deberán proponerse y estudiarse alternativas de manejo y conservación que favorezcan la conectividad entre los distintos elementos del paisaje, como la inclusión de cercas vivas entre las parcelas. Indudablemente la zona que mayor esfuerzo inmediato requiere es el valle agrícola donde el uso del suelo es más intensivo y resulta crucial disminuir la contaminación de agua y suelo por agroquímicos, implementando programas de limpieza y restauración.

La obtención de nuevos datos sobre la influencia de los cambios de uso de suelo en la biodiversidad y la necesidad de llevar a cabo estudios de recopilación de datos mediante series temporales a largo plazo, aportarán una información de calidad para la gestión de la reserva. Este trabajo no obstante requiere necesariamente de un trabajo multidisciplinario para realizar investigaciones de manera integral, coordinada y complementaria.

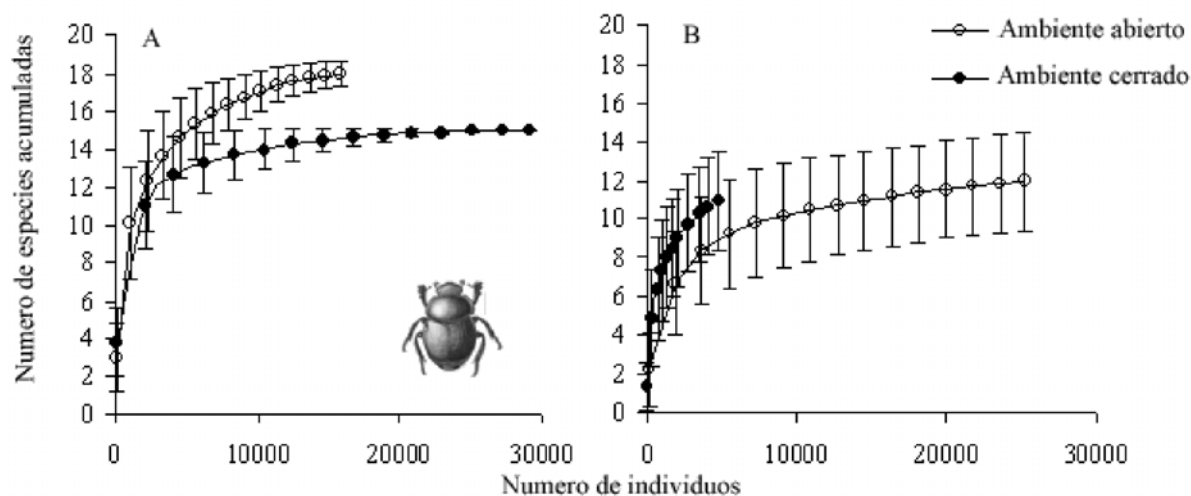


Fig. 5. Curvas de acumulación con intervalos de confianza (función Mao Tau, Colwell 2005) de las especies de escarabajos coprófagos en ambientes abiertos y cerrados de **A:** matorral submontano, y **B:** matorral crassicaule dominado por *Isoetes dumortieri*, en la Barranca de Metztlán.

Agradecimiento

Agradecemos al personal de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán por todas las facilidades logísticas para el trabajo de campo y la información compartida. Luis Quiróz y Jorge Valenzuela del Departamento de Entomología del Instituto de Ecología A.C. asesoraron sobre los métodos para la recolecta de hormigas, y junto con el personal de la colección de insectos apoyaron para su identificación taxonómica. G. Rotheray ha colaborado en la parte relativa a sírfidos. Z. Stebnicka y M. Zunino revisaron la determinación de las especies de Aphodiinae y Onthophagini, respectivamente. Asimismo, Juan Márquez y Julieta Asiaín nos ayudaron en la

identificación taxonómica de los coleópteros, y junto con colegas del Cuerpo Académico de Ecología y estudiantes del Laboratorio de Conservación Biológica CIB-UAEH, apoyaron el trabajo de campo y de laboratorio. Los resultados que aquí se presentan han sido financiados por los proyectos I35621-V del CONACYT, A/1870/04 y A/3415/05 de la AECI. C.E.M. y G.S.R. agradecen al Ministerio de Educación y Ciencia de España (SB2005-0129) y a la Generalitat Valenciana (AINV 06/018) por las ayudas recibidas para estancias posdoctorales, así como los apoyos de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México y de la Universidad de Alicante, España.

Bibliografía

- Agosti, D., J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R. Schultz. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Biological Diversity Handbook Series. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Allen, H.D. 2003. Response of past and present Mediterranean ecosystems to environmental change. *Progress in Physical Geography*, **27**: 359-377.
- Andersen, A. N. 1997. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology*, **1**: 8.
- Andresen, E. 2001. Effects of dung presence, dung amount, and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, **17**: 61-78.
- Arellano, L. & G. Halffter. 2003. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity, an analysis of three tropical landscapes. *Acta Zoológica Mexicana (n.s)*, **90**: 27-76
- Barrera-Bassols, N. & V. M. Toledo. 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography*, **4**: 9-41.
- Bestelmeyer, B. T. & J. A. Wiens. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications*, **6**: 1225-1240.
- Colwell, R. K. 2005. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 7.5. Disponible on line en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- CONANP. 2003. *Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, SEMARNAT. México, D.F. 202 pp.
- Crawford, S.C. 1981. *Biology of desert invertebrates*. Springer-Verlag. Berlin.
- Di Castri, F., A. J. Hasen & M. Debussche (eds.). 1990. *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers.
- Díaz-Francis, E. & J. Soberón. 2005. Statistical estimation and model selection of species-accumulation functions. *Conservation Biology*, **19**: 569-573.
- Díaz Pineda, F., J. M. de Miguel & M. A. Csado (eds.). 1998. *Diversidad biológica y cultura rural en la gestión ambiental del desarrollo*. Mundi-Prensa, Madrid.

- Escobar, F. & P. Chacón-Ulloa. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de perturbación de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae, Aphodiinae) en la Reserva Natural La Planada, Nariño, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, **48**: 961-975.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada, A. A. Dadda & P. Camwo. 1998. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, **14**: 577-593.
- Fry, R. & D. Lonsdale. 1991. *Habitat conservation for insects: a neglected green issue*. The Amateur Entomologists' Society, Feltham, Middlesex, Reino Unido.
- Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sanchez-Cordero & S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation*, **133**: 131-142.
- Galante, E. 1991. Los invertebrados: los grandes desconocidos en los programas de protección medioambiental. En: R. Jiménez-Peydró & M^a A. Marcos-García (eds). *Environmental Management and Arthropod Conservation*. Asociación Española de Entomología, Valencia: 75-87.
- Galante, E. 2005. Diversité entomologique et activité agrosylvo-pastorale. En J. P. Lumaret, S. Jaulin, F. Soldati, G. Pinault & P. Dupont (eds.). *Conservation de la biodiversité dans les paysages ruraux européens*. UIPV/CIBIO/PNR de la Noarbonnaise en Méditerranée/OPIE-LR.: 31-41.
- Galante, E., M. García-Roman, I. Barrera & P. Galindo. 1991. Comparison of spatial distribution patterns of dung-feeding scarabs (*Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae*) in wooded and open pastureland in the Mediterranean "dehesa" area of the Iberian Peninsula. *Environmental Entomology*, **20**: 90-97.
- Galante E. & M^a A. Marcos García. 2004. Invertebrados (Bosque Mediterráneo). En V. García Canseco & B. Asensio Nistal (eds.). *La Red de Parques Nacionales de España*: 272-283.
- García, E. 1973. *Modificaciones al Sistema Climático de Köppen*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 212 pp.
- Gobierno del Estado de Hidalgo, 2005. Enciclopedia de los municipios de México: Estado de Hidalgo. Disponible on line en: <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/hidalgo/> (Consultado el 30-09-2006).
- Gómez-Pompa, A. & A. Kaus. 1999. From pre-Hispanic to future conservation alternatives: Lessons from Mexico. *Proceedings of the Natural Academy of Science*, **96**: 5982-5986.
- Guerrero, G. R. 1983. *Los Otomíes del Valle del Mezquital*. Instituto Nacional Indigenista. México, D.F. 466 pp.
- Halfpiter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, **36**: 3-17.
- Halfpiter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, **21**: 133-153.
- Halfpiter, G., M. E. Favila & V. Halfpiter. 1992. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forest and derived ecosystems. *Folia Entomológica Mexicana*, **84**: 131-156.
- Halfpiter, G., C. E. Moreno & E. O. Pineda 2001. *Manual para la evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. CYTED, ORCYT -UNESCO y M&T-Manuales & Tesis SEA, Zaragoza.
- Halfpiter, G. & L. Arellano. 2002. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica*, **34**: 144-154.
- INEGI. 2005. II Censo de población y vivienda 2005. Disponible on line en: <http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/cepo2005/> (Consultado el 30-09-2006).
- Katzourakis, A., A. Purvis, S. Azmeh, G. Rotheray & F. Gilbert. 2001. Macroevolution of hoverflies (Diptera: Syrphidae): the effect of using higher-level taxa in studies of biodiversity, and correlates of species richness. *Journal Evolution Biology*, **14**: 219-227.
- Kessler, M. 2001. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation*, **10**: 1897-1921.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology*, **70**: 1715-1725.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**: 5-13.
- Longino, J. T. & R. K. Colwell. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications*, **7**: 1263-1277.
- Majer, J. D. 1983. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management*, **7**: 375-383.
- Majer, J. D. 1987. Invertebrates as indicators for management. En: D. A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Burbidge & J. M. Hopkins (eds.), *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatry & Sons, CSIRO-CALM: 353-354.
- Majer, J.D. 1992. Ant recolonisation of rehabilitated bauxite mines of Pocos de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **8**: 97-108.
- Majer, J. D., J. E. Day, E. D. Kabay & W. S. Perriman. 1984. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*, **21**: 355-375.
- Marcos-García, M^a A. 1987. Distribución geográfica de los Syrphidae (Diptera) en relación con tres factores ecológicos. *Estudia Oecologica*, **6**: 279-295.
- Marcos-García, M^a A. & C. Pérez-Bañón. 2001. Immature Stages, morphology and feeding behaviour of the saprophylic syrphids *Copestylum taumalipanum* and *C. lentum* (Diptera, Syrphidae). *European Journal of Entomology*, **98**: 375-385.
- Marcos-García, M^a A. & C. Pérez-Bañón. 2002. Life cycle, adult and immature stages of a new species of *Copestylum* (Diptera, Syrphidae) from Mexico reared from Cactaceae. *Annals of the Entomological Society of America*, **95**: 432-440.
- Mittal, I. C. 1993. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. *Tropical Ecology*, **34**: 150-159.
- Moreno, C. E., E. Pineda, F. Escobar & G. Sánchez-Rojas. 2007. Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*, **1**: 71-86.
- Munguía, M. 2004. *Representación mastofaunística en áreas naturales protegidas y regiones terrestres prioritarias en el Eje Neovolcánico: Un modelo de conservación*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 74 pp.
- Pavón, N. P., R. Escobar & R. Ortíz-Pulido. 2006. Extracción de hojas de la palma *Brahea dulcis* en una comunidad otomí en Hidalgo, México: efecto sobre algunos parámetros poblacionales. *Interciencia*, **31**: 57-61.

- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo. 2001. *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. 797 pp.
- Rzedowski, J. 1965. Vegetación del estado de San Luís Potosí. *Acta Científica Potosina*, **5**: 5- 291.
- Rzedowski, J. 1983. *Vegetación de México*. Editorial Limusa. México, D. F. 432 pp.
- Rodríguez, P., J. Soberón & H. T. Arita. 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, **89**: 1-19.
- Rojas, P. & C. Fragoso. 2000. Composition, diversity, and distribution of a Chihuahuan Desert ant community (Mapimí, México). *Journal of Arid Environments*, **44**: 213-227.
- Romero, H. & K. Jaffe. 1989. A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera, Formicidae) in savannas. *Biotropica*, **21**: 348-352.
- Rotheray, G. E. 1993. Colour guide to hoverfly larvae (Diptera, Syrphidae). *Dipterists Digest*, **9**:1-156.
- Rotheray, G. E., G. E. Hancock & M^a A. Marcos-García. 2007. Neotropical *Copestylum* (Diptera, Syrphidae) breeding in bromeliads (Bromeliaceae) including 22 new species. *Zoological Journal of the Linnaean Society*, **150**: 267-317.
- Samways, M. J. 2005. *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press, Londres.
- Scheffler, L. 2001. *Los indígenas mexicanos*. Panorama. México, D.F. 250 pp.
- Soberón, J. & J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, **7**: 480-488.
- Speight, M. C. D. 1986. *Attitudes to insects and insect conservation*. Proceeding. 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam, **3**: 369-385.
- Stubbs, A. E. 1982. Hoverflies as primary woodland indicators with reference to Wharmcliffe Wood. *Sorby Record*, **20**: 62-67.
- Toledo, V. M., B. Ortiz-Espejel, L. Cortés, P. Moguel & M. D. J. Ordoñez. 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conservation Ecology* **7**: 9. Disponible on line en: <http://www.consecol.org/vol7/iss3/art9>.
- Tshiguvho, T. E., W. R. J. Dean & H. G. Robertson. 1999. Conservation value of road verges in the semi-arid Karoo, South Africa: ants (Hymenoptera: Formicidae) as bio-indicators. *Biodiversity and Conservation*, **8**: 1683-1695.
- Verdú, J. R., M. B. Crespo & E. Galante. 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **9**: 1707-1721.
- Vockeroth, J. R. & F. C. Thompson. 1987. Syrphidae. En: J. F. McAlpine (ed.), *Manual of Nearctic Diptera* Vol. 2. Research Branch Agriculture Canada, Hull, Québec: 713-743.
- Zamudio, S., J. Rzedowski, E. Carranza & G. Calderón. 1992. *La vegetación del estado de Querétaro*. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional del Bajío, Pátzcuaro, Michoacán, México. 90 pp.

