

Roedores y murciélagos en la zona cafetalera del Volcán Tacaná, Chiapas, México

Víctor Hugo Mendoza Sáenz^{1*} y Anna Horváth¹

Abstract

We assessed the species richness, assemblage composition and the conservation status of small rodents and bats in the protected area of the Volcano Tacaná Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. Data were collected in shade-coffee plantations and cloud forest by live capture and release techniques for small mammals. Species richness, indexes of diversity and similarity as well the diversity of guild structure of foraging space use were analyzed among the studied assemblages. We captured 16 bat and nine rodent species recording a total of 25 small mammal species, two of them corresponding to a category of conservation endangerment in the NOM-059-2010. In the cloud forest we observed lower species richness but higher abundance, with differences between diversity patterns of rodents and bats. The assemblage of rodents was more diverse in the forest and we observed a high degree of complementarity between forest and coffee-plantations. The assemblages of bats showed no difference in their diversity; however, coffee plantation has higher species richness and the assemblages showed a nested pattern in their composition. In the cloud forest we found a higher diversity in those guilds that have resource-requirements associated with habitat complexity and canopy cover, while in the coffee-plantations we found a higher diversity in those guilds whose requirements are associated with open areas. Our results indicate that both rodents and bats respond in a different manner to the alteration of habitat caused by coffee-plantations and high lights the importance of conserving all of the remaining native forest patches in the Tacaná region, in order to assure the survival of these fragile populations of small mammals.

Key words: Chiroptera, guild, Rodentia, small mammal assemblage, Tacana Volcano Biosphere Reserve.

Resumen

Evaluamos la riqueza y composición de comunidades, así como el estatus de conservación de pequeños roedores y murciélagos en el área de influencia de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná. Los datos se obtuvieron en cafetales de sombra y en bosques mesófilo de montaña utilizando técnicas de captura y liberación de mamíferos pequeños. Se

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Conservación de la Biodiversidad. Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 29290, México. E-mail: victorhugo_saenz@hotmail.com (VHMS), ahorvath@ecosur.mx (AH)

*Corresponding author

analizaron la riqueza de especies, índices de diversidad y similitud, así como la diversidad de gremios alimenticios y de uso de espacio. Capturamos 16 especies de murciélagos y nueve de roedores, registrándose un total de 25 especies, de las cuales dos corresponden a alguna categoría de riesgo en la NOM-059-2010. En el bosque mesófilo observamos menos riqueza de especies, pero mayor abundancia, con diferencias entre los patrones de diversidad de roedores y murciélagos. La comunidad de roedores fue más diversa en el bosque y observamos un alto nivel de complementariedad de especies entre el bosque y el cafetal. Las comunidades de murciélagos no mostraron diferencias en su diversidad, sin embargo el cafetal tuvo mayor riqueza de especies y la composición de comunidades mostró un patrón anidado en relación al bosque. En el bosque mesófilo encontramos mayor diversidad de aquellos gremios los cuales tienen requerimientos de recursos asociados con la complejidad del hábitat y de la cobertura del dosel, mientras en los cafetales fueron más diversos los gremios cuyos requerimientos están asociados con áreas abiertas. Nuestros resultados indican que los roedores y los murciélagos responden de diferente manera a la alteración de hábitat causada por los cultivos de café y apuntalan hacia la importancia de la conservación de los remanentes de los bosques nativos en la región del Tacaná para asegurar la sobrevivencia de las poblaciones de mamíferos pequeños.

Palabras clave: Chiroptera, comunidad de mamíferos pequeños, gremio, Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, Rodentia.

Introducción

Los murciélagos y roedores se distinguen por una extraordinaria diversidad como producto de su gran éxito en los procesos evolutivos de especiación, adaptación y dispersión (Merritt 2010), formando los grupos más diversos de mamíferos. Su papel ecológico es primordial como grupos funcionales, interviniendo en procesos ecológicos como la dispersión de semillas y micorrizas, la depredación y control de diferentes plantas, insectos y vertebrados pequeños, además, varias especies son polinizadoras. En su conjunto, estos pequeños mamíferos aportan una biomasa significativa a los sistemas ecológicos, siendo la mayoría especies muy abundantes y conforman las presas básicas de muchas otras especies de vertebrados (Neuweiler 2000; Merritt 2010). La presencia y abundancia de especies de murciélagos y roedores pueden ser indicadoras de la calidad del hábitat, ya que los diferentes niveles y tipos de disturbios afectan tanto la dinámica poblacional como la estructura de sus comunidades, es decir, la composición y abundancia de las especies que coexisten e interactúan en el tiempo y espacio (Fenton *et al.* 1992; Sánchez-Cordero y Fleming 1993; Medellín *et al.* 2000).

La elevada tasa de fragmentación y pérdida de hábitats naturales han generado en gran medida la disminución de muchas poblaciones de mamíferos. En el Neotrópico húmedo, la mayor parte de la fragmentación en tierras altas (entre los 800 y 1,800 msnm) ha sido ocasionada por el establecimiento de cafetales, ya que en este intervalo altitudinal las condiciones fisicoambientales son las más favorables para el cultivo de café (Challenger 1998). Varios estudios sugieren que los cafetales con sombra ofrecen una alternativa para la conservación de la biodiversidad, ya que estos agroecosistemas pueden mantener una parte de las comunidades bióticas nativas y por tanto los servicios

ecosistémicos (Perfecto *et al.* 1996; Moguel y Toledo 1999). En México, la expansión del cultivo de café ha sido en gran medida a expensas del bosque mesófilo de montaña (Hamilton *et al.* 1995; Aldrich *et al.* 1997; Challenger 1998). En la Sierra Madre de Chiapas ha ocurrido de forma similar el proceso de pérdida de los bosques mesófilos de montaña, hasta tal punto que los cafetales de sombra se encuentran dentro de los polígonos y ocupan gran parte de las áreas de influencia de diversas Áreas Naturales Protegidas en esta región (Muñoz *et al.* 2002), entre ellas la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná (RBVT). A pesar de que los cafetales podrían funcionar como corredores entre las áreas naturales para algunos grupos de animales silvestres (Anta 2006), este cambio de uso de suelo en la región puede provocar una presión sobre las especies y por ende un cambio en sus poblaciones. Por lo anterior, el documentar este tipo de procesos es primordial para tomar acciones de manejo y conservación, más aún cuando los estudios son insuficientes, como es el caso de la RBVT. El objetivo principal de la presente investigación es dar a conocer la riqueza y composición de ensambles de roedores pequeños y murciélagos en dos localidades en la RBVT, Chiapas, que difieren en el uso del suelo. Buscamos conocer y comparar la riqueza, abundancia y composición de los ensambles de estos mamíferos en cafetales de sombra y bosque mesófilo de montaña, así mismo evaluar el estado de conservación de las especies.

Material y Métodos

Área de estudio: La RBVT se ubica en el sur de Chiapas, México, en los municipios de Tapachula, Cacahoatán y Unión Juárez, abarcando una superficie de 6,378 Hectáreas (Fig. 1). El Volcán Tacaná es el único representante en México de la cadena volcánica del Núcleo Centroamericano, región donde han evolucionado un conjunto de ecosistemas frágiles con una excepcional riqueza de especies de flora y fauna silvestres de relevancia biológica, económica, científica y cultural (Vargas *et al.* 2000). La topografía en la RBVT es sumamente accidentada, las altitudes varían desde los 1,300 hasta los 4,100 msnm, por lo tanto se presenta una variación en las lluvias y la temperatura (Vargas *et al.* 2000). La zona de estudio se encuentra dentro de la franja cafetalera en las faldas del Volcán Tacaná, donde el tipo de vegetación original es el bosque mesófilo de montaña (Martínez-Camilo y Martínez-Meléndez 2010) y el clima es templado húmedo con lluvias abundantes en verano (C(m)(w)), con una temperatura media anual de 20.7 °C (máxima de 27.2 °C y mínima de 14.3 °C), y una precipitación alrededor de los 3,465 mm anuales (Servicio Meteorológico Nacional, *en línea*). El bosque original se ha ido transformando para el cultivo de café y en menor proporción para la siembra de milpa o establecimiento de potreros. El tipo de cafetal de esta zona es el sistema especializado (Nolasco 1985; Pohlenz 2002) excepto en zonas de cañadas en donde existe una mayor diversidad de especies de plantas nativas que le confieren un aspecto de policultivo tradicional.

Los sitios para el trabajo de campo se seleccionaron en dos localidades en el área de influencia de la RBVT de acuerdo al tipo de vegetación, accesibilidad a los sitios y permiso de la población para trabajar: San José Cerro de Carmen (Municipio de Unión Juárez, 15° 03' 37" N, -92° 05' 53" W) y Benito Juárez el Plan (Municipio de Cacahoatán, 15° 05' 35" N, -92° 05' 29" W). En San José trabajamos en un intervalo altitudinal de 1,300 a 1,800 msnm y los sitios en Benito Juárez El Plan se encuentran entre los 1,400

- 1,800 msnm. Estas dos localidades poseen características fisicoambientales similares en cuanto a la altitud, clima, suelo y topografía, siendo la diferencia el uso de suelo en ambas localidades. En los alrededores y en la parte alta del ejido Benito Juárez el Plan aún existe una cobertura importante de bosque mesófilo de montaña bien conservado, mientras en los alrededores de San José Cerro de Carmen se encuentran cafetales y solo hay pequeños parches de bosques en las puntas más altas de los cerros y en las cañadas poco accesibles. De acuerdo a estas condiciones, se establecieron cuatro sitios de muestreo en cada hábitat, el bosque mesófilo de montaña en Benito Juárez el Plan y los cafetales de sombra se ubicaron en el Ejido San José Cerro de Carmen (Fig. 1).

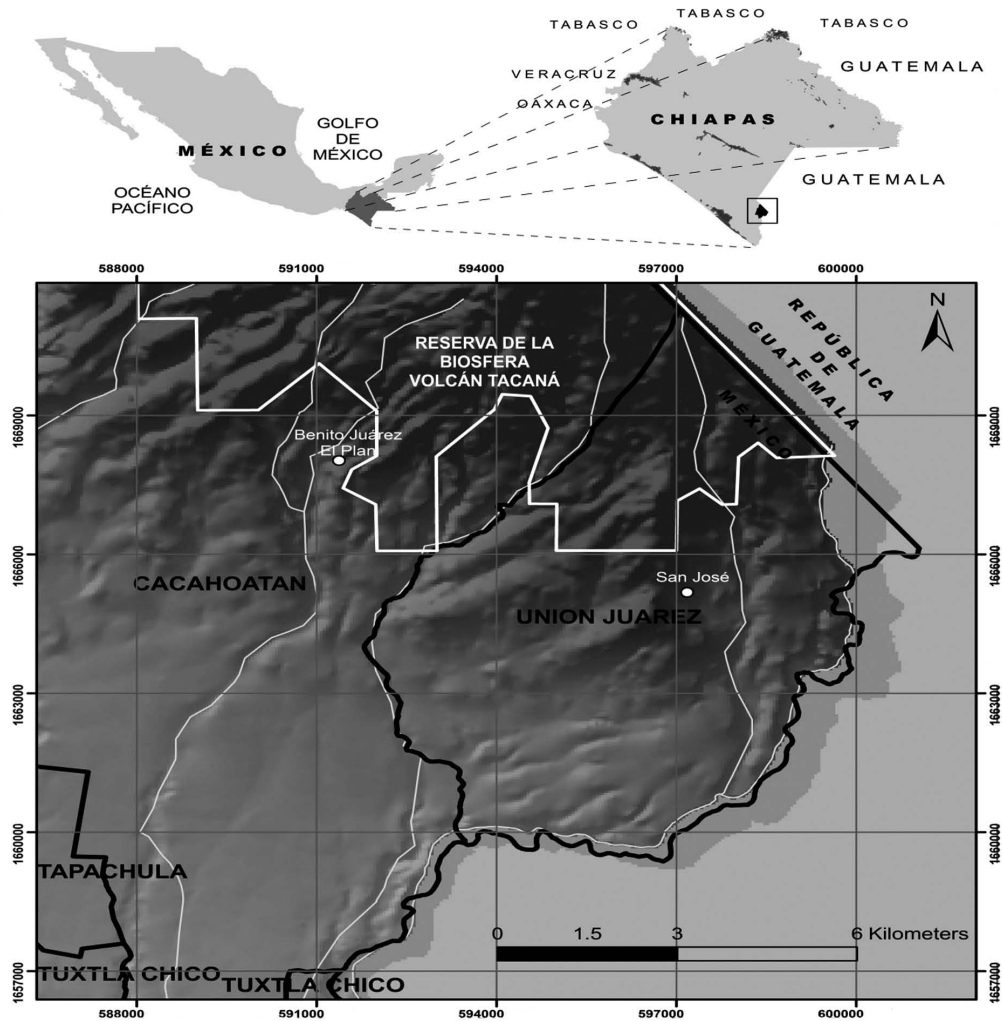


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio (elaboración: LAIGE ECOSUR).

Obtención de datos de campo: El trabajo de campo se llevó a cabo de mayo del 2010 a julio del 2011, realizándose ocho muestreos. Los muestreos se efectuaron cada dos meses alternando los sitios de muestreo en cada salida. Los muestreos tuvieron cinco días de duración, cubriendo así un total de cuatro muestreos para cada localidad.

Para obtener información de murciélagos y roedores pequeños, se siguieron las técnicas de captura y manejo recomendadas para cada grupo (Jones *et al.* 1996). Los roedores se capturaron con trampas tipo Sherman las cuales fueron cebadas con mezcla

de avena y esencia de vainilla. Durante tres noches consecutivas se colocaron 100 trampas en arreglo lineal, repartiéndolas en dos transectos de 50 trampas con una distancia de 15 m entre cada una. A los organismos capturados se les aplicó un marcaje individual permanente con un sistema de muescas en las orejas. El esfuerzo de captura aplicado en sitios de cafetal fue de 1,152 noches-trampa y en sitios de bosque fue de 976, resultando un total de 2,128 noches-trampa.

Los murciélagos se capturaron con redes de niebla, aplicando dos o tres redes de 12 x 2.6 m, dependiendo de la topografía de cada sitio. En cada punto de muestreo, las redes permanecieron funcionando alrededor de seis horas a partir del anochecer, durante dos noches consecutivas. Las revisiones de las redes se efectuaron cada treinta minutos. Los murciélagos capturados no fueron marcados y se colocaron en bolsas de manta durante el proceso de toma de datos. El esfuerzo de captura aplicado en cafetal fue de 84.74 horas-red y en bosque fue de 57.80, sumando un total de 142.54 horas-red. Todos los roedores y murciélagos capturados fueron identificados hasta nivel de especie con el apoyo de claves de campo especializadas (Reid 1997; Medellín *et al.* 2008; Reid 2009). En la nomenclatura seguimos el sistema de clasificación de Wilson y Reeder (2005), Reid (2009), en el caso de los ratones heterómidos nos basamos en Reid (1997) y Rogers y González (2010) y en el Sistema Integrado de Información Taxonómica (SIITmx, CONABIO *en línea*). Una vez identificados, los individuos fueron sexados, además de tomarles medidas morfométricas convencionales (Reid 2009), el peso, clase de edad y estado reproductivo. Así también, se registraron la fecha y hora de captura, el tipo de hábitat, microhábitat, altitud y coordenadas geográficas del sitio. Después de la toma de datos, fotografías e identificación, todos los individuos fueron liberados en el mismo sitio de captura.

Análisis de los datos: Para el análisis de diversidad de ambos grupos taxonómicos utilizamos como parámetros la riqueza y abundancia, es decir el número de especies y el número de individuos, y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Los valores de H' calculados en los dos tipos de hábitat estudiados, se compararon mediante una prueba de t modificada por Hutcheson, considerando un valor de significancia de $P < 0.05$ (Zar 1993). Para realizar los análisis de diversidad antes mencionados se tomaron los datos de abundancia observada, es decir el número de individuos diferentes capturados. Sin embargo, debido a que hubo una diferencia en el esfuerzo de captura en los dos sitios, el número de individuos se estandarizó calculando el índice de abundancia relativa (IAR) en relación a la unidad del esfuerzo de captura: $IAR = n/ec \cdot 100$, donde n = número de individuos diferentes y ec = esfuerzo de captura aplicada. Para corroborar si la diferencia en el esfuerzo de captura influyó en el patrón de diversidad entre los ensambles estudiados, los análisis de diversidad antes mencionados se realizaron también con los valores de los IAR. Se llevó a cabo un análisis de rarefacción con el fin de comparar la riqueza de los ensambles de roedores y de murciélagos en los dos tipos de hábitat en función de valores iguales de abundancia total de cada ensamble (Magurran 2006).

Utilizamos el estimador de riqueza no paramétrico Chao1 tomando en cuenta no solo la presencia-ausencia sino el número de individuos de las especies (Chao 1984; Chao y Lee 1992). Adicionalmente se estimó el número de especies esperadas mediante un modelo de curva de acumulación en base del esfuerzo de captura, expresado en días

de muestreo. Utilizamos un proceso de re-muestreo randomizado 500 veces (Coldwell 2013), y a estos valores ajustamos una regresión no lineal con el fin de calcular los dos parámetros (a y b) de la ecuación tipo Michaelis-Menten que se conoce como el modelo de acumulación de Clench: $y = ax/(1+bx)$, donde y = el número de especies que podemos esperar con x esfuerzo de muestreo (en este caso extrapolado a 100 días). La asíntota del modelo, es decir el número máximo de especies que podemos esperar, calculamos con base de la ecuación $S_{\max} = a/b$ (Soberon y Llorente 1993; Gotelli y Ellison 2004). Al conocer el número máximo estimado de las especies se calculó el porcentaje de éste que alcanzamos registrar en el muestreo.

Para evaluar diferencias o similitudes en la composición de los ensambles, se utilizó el índice de similitud de Jaccard (I_j ; Magurran 1988; Moreno 2001). Para calcular el reemplazo de especies entre hábitats, se aplicó el índice de diversidad beta de Wilson y Schmida (β_r), el cual se basa en la suma del número de especies ganadas y perdidas entre los ensambles en relación al valor promedio de la riqueza (Moreno 2001; Magurran 2006).

Se evaluó la diversidad funcional en base al número y abundancia de los gremios alimenticios para ambos grupos taxonómicos, los gremios de utilización de refugios para murciélagos y utilización de espacio para roedores. Los gremios se determinaron de la siguiente manera: los alimenticios fueron insectívoro, frugívoro, nectarívoro y hematófago para murciélagos, y granívoro, herbívoro (partes vegetales) y omnívoro (incluye insectos) para roedores. Para la utilización de refugios los gremios asignados fueron cuevas y árboles y para utilización de espacio se emplearon los gremios de terrestre y arborícola. Aunque realmente se sabe muy poco sobre la historia natural de algunas especies, sobre todo de roedores, para la designación de cada especie a una categoría o gremio, se tomó en cuenta el hábito predominante de acuerdo con la bibliografía especializada (Arita 1993; Reid 1997; Kalko 1998; Reid 2009; Merritt 2010).

Se determinó el estado de conservación de cada una de las especies registradas de acuerdo a los status establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010; Diario Oficial de la Federación 2010) y a la distribución (Ceballos *et al.* 2002; Reid 1997 y 2009).

Resultados

Se obtuvieron 452 registros de 354 individuos de 25 especies de mamíferos pequeños. De acuerdo con esta riqueza, 16 especies fueron murciélagos que pertenecen a tres familias y a 11 géneros, así como nueve especies de roedores de dos familias y cinco géneros (Tabla 1). Únicamente registramos recapturas de cuatro especies de roedores (*Peromyscus mexicanus*, *P. gymnotis*, *Heteromys goldmani* y *Handleyomys alfaroi*), con un tasa de recaptura del 32.3 %, siendo *P. mexicanus* la especie de la cual obtuvimos mayor número de recapturas. A pesar de que el número de especies de murciélagos fue casi el doble de los roedores, la abundancia mostró un patrón contrario. La gran mayoría de los registros corresponden a los roedores con 242 individuos (68.4% de los registros) y 112 individuos de murciélagos (31.6% de los registros).

Riqueza, abundancia y diversidad por tipo de hábitat: Los análisis mostraron las mismas tendencias y patrones de diversidad y abundancia sin importar si utilizamos el número de

individuos capturados o el IAR como dato de abundancia, por lo tanto, aquí presentamos los resultados con el número de individuos capturados. Se encontró una mayor riqueza de especies en cafetal (21 spp) que en bosque mesófilo (14 spp), pero con una diferencia importante entre los patrones de diversidad de roedores y murciélagos.

Tabla 1. Lista taxonómica de roedores y murciélagos registrados en el área de influencia del Volcán Tacaná. Nomenclatura y sistema de clasificación de acuerdo a Wilson y Reeder (2005), Reid (1997 y 2009) y Rogers y González (2010).

ORDEN	FAMILIA	SUBFAMILIA	ESPECIE	Abundancia relativa (Cafetal)	Abundancia relativa (Bosque)
Rodentia	Cricetidae	Neotominae	<i>Peromyscus mexicanus</i> (Saussure 1860)	6.6	12
			<i>Peromyscus gymnotis</i> (Thomas 1894)	5.03	1.02
			<i>Reithrodontomys mexicanus</i> (Saussure 1860)	0.09	-
			<i>Reithrodontomys gracilis</i> (J. A. Allen y Chapman 1897)	-	0.61
		Sigmodontinae	<i>Handleyomys alfaroi</i> (J. A. Allen 1891)	-	2.87
			<i>Handleyomys rostratus</i> (Merriam 1901)	-	0.31
			<i>Oligoryzomys fulvescens</i> (Saussure 1860)	0.17	-
			<i>Heteromys desmarestianus</i> (Gray 1868)	0.17	-
			<i>Heteromys goldmani</i> (Merriam 1902)	0.52	3.18
Chiroptera	Phyllostomidae	Glossophaginae	<i>Glossophaga commissarisi</i> (Gardner 1962)	7.08	-
			<i>Glossophaga morenoi</i> (Martínez y Villa-R. 1938)	2.36	-
			<i>Anoura geoffroyi</i> (Gray 1838)	4.72	-
			<i>Hylonycteris underwoodi</i> (Thomas 1903)	1.18	-
		Stenodermatinae	<i>Enchisthenes hartii</i> (Thomas 1892)	1.18	-
			<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach 1821)	21.24	3.46
			<i>Artibeus toltecus</i> (Saussure 1860)	10.62	10.39
			<i>Artibeus phaeotis</i> (Miller 1902)	5.9	5.19
			<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers 1818)	3.54	-
			<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy 1810)	9.44	5.19
			<i>Sturnira ludovici</i> (Anthony 1924)	10.62	10.39
		Phyllostominae	<i>Micronycteris microtis</i> (Miller 1898)	2.36	1.73
		Carollinae	<i>Carollia sowelli</i> Baker, (Solari y Hoffmann 2002)	2.36	17.32
		Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy 1810)	-	6.93
		Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i> (Peters 1864)	1.18	-
		Vespertilionidae			
			<i>Myotis keaysi</i> (J. A. Allen 1914)	7.08	-

Tanto la riqueza como la abundancia del orden Chiroptera fueron mayores en cafetal (15 spp, 77 individuos) que en bosque mesófilo (8 spp, 35 individuos). De acuerdo a esto, el

índice de diversidad también mostró mayor valor en cafetal ($H' = 1,027$) que en bosque mesófilo ($H' = 0,824$), y la prueba de t indicó que existe diferencia significativa ($t = 4.38$; g. l. = 149; $P < 0.001$). La curva de rarefacción confirma esta diferencia entre la riqueza en los dos ensambles mostrando mayor número de especies en cafetal en el mismo valor de abundancia (Fig. 2a). Los valores promedio e intervalo de confianza de Chao1 en cafetal (VP = 16.97, ICmin = 15.25 y ICmax = 30.83) y bosque mesófilo (VP = 8, ICmin = 8.16 y ICmax = 9.2), muestran una tendencia diferente, ya que los valores manifiestan una separación en los intervalos de confianza. La curva de acumulación muestra que si bien no se alcanza la asíntota, se registró un 72.7% en cafetal seguido del 70.5% en bosque mesófilo del total de especies estimadas por el modelo ($S_{max} = 20.6178$ en cafetal y $S_{max} = 11.3361$ en bosque mesófilo), en donde se esperaría adicionar cinco y tres especies más en cada hábitat respectivamente para alcanzar la asíntota (Fig. 4a).

En caso de los roedores, la riqueza de especies fue similar en ambos hábitats (6 spp), pero con una abundancia mayor en bosque mesófilo (145 individuos) que en cafetal (97 individuos). El índice de diversidad arrojó un valor numéricamente más alto en bosque mesófilo ($H' = 0,569$) que en cafetal ($H' = 0,474$), sin embargo no hubo diferencia significativa ($t = 0.59$; g. l. = 17; $P > 0.05$). En la curva de rarefacción se observa una tendencia inicial de mayor riqueza en bosque mesófilo, sin embargo hacia mayor valor de abundancia las curvas se acercan hasta encontrarse (Fig. 2b). Los valores del estimador Chao1 en cafetal (VP = 6.25, ICmin = 6.01 y ICmax = 10.71) y bosque mesófilo (VP = 6, ICmin = 6 y ICmax = 6.49), muestran una tendencia similar entre sus valores, los cuales se incluyen dentro del mismo intervalo de confianza. Si bien no se alcanza la asíntota en la curva de acumulación de roedores, se registró el 77.6% en cafetal y 88.6% en bosque mesófilo del total de especies estimadas por el modelo ($S_{max} = 7.7264$ en cafetal y $S_{max} = 6.769$ en bosque mesófilo), en donde se esperaría adicionar dos y una especie más en cada hábitat respectivamente para alcanzar la asíntota (Fig. 4b).

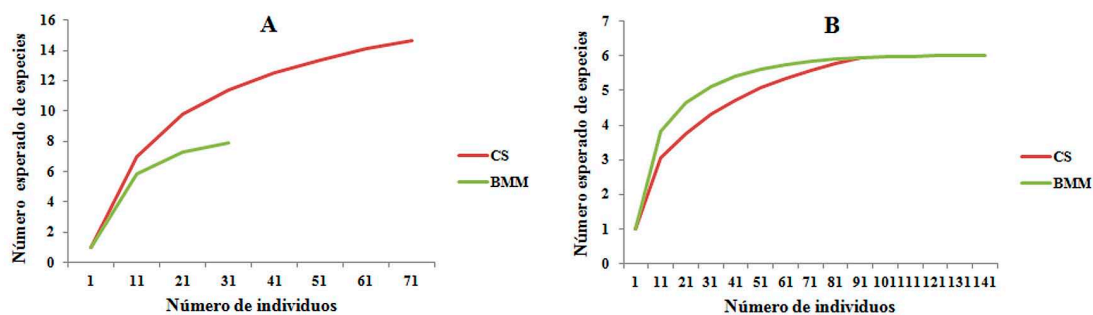
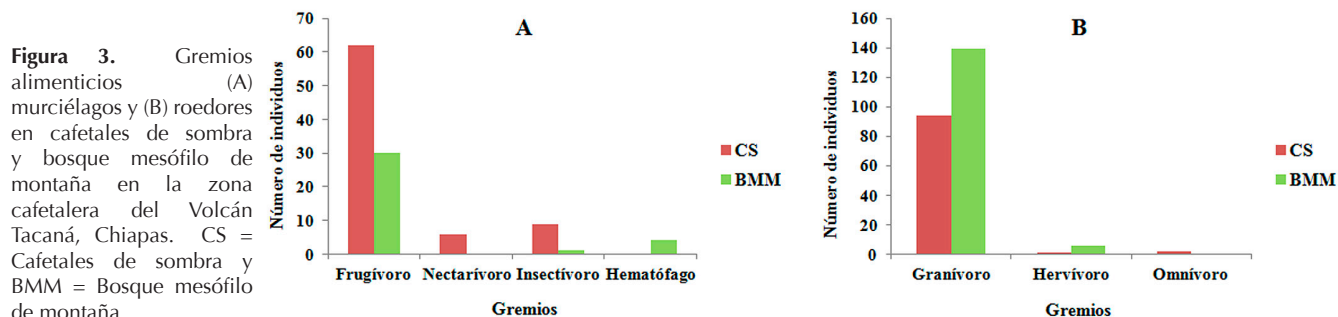


Figura 2. Curvas de rarefacción (A) murciélagos y (B) roedores en cafetales de sombra y bosque mesófilo de montaña en la zona cafetalera del Volcán Tacaná, Chiapas. CS = Cafetales de sombra y BMM = Bosque mesófilo de montaña.

Composición de ensambles, similitud y diversidad beta: Para el orden Chiroptera, *Artibeus jamaicensis* fue la especie más abundante en cafetal aportando el 23% de la abundancia total en este hábitat, seguido por *A. toltecus* con el 13%. Las especies menos abundantes en este mismo hábitat fueron *Mormoops megalophylla*, *Hylonycterys underwoodi*, *Enchisthenes hartii* y *Glossophaga morenoi*, todos con un solo individuo, dando en conjunto apenas el 5.2% de la abundancia total. En el bosque mesófilo las tres especies más abundantes fueron *Carollia sowelli* con el 28% de la abundancia total, *A. toltecus* y *Sturnira ludovici*, aportaron el 17.2% cada una. Las especies menos

abundantes fueron *Micronycteris microtis* con un individuo y *A. jamaicensis* con dos individuos, aportando juntos el 8.6% de la abundancia total. De las ocho especies de murciélagos registradas en bosque mesófilo, siete se encontraron también en cafetal. Una sola especie (*Desmodus rotundus*) fue exclusiva del bosque mesófilo, mientras registramos ocho especies más en cafetal (Tabla 1). Por lo tanto hay nueve especies que no se comparten entre los dos tipos de hábitat, lo que se ve reflejado en el valor del índice de Jaccard ($I_j = 0.46$) mostrando que la similitud en la composición de los dos ensambles es menos del 50%. El índice de diversidad beta es de $\beta_T = 0.39$ que significa una complementariedad relativamente baja.



En caso de los roedores, las especies más abundantes en cafetal fueron *Peromyscus mexicanus* y *P. gymnotis*, aportando en conjunto el 88.6% de la abundancia total. En este mismo hábitat, las especies menos abundantes fueron *Reithrodontomys mexicanus*, *Heteromys desmarestianus* y *Oligoryzomys fulvescens*, que en conjunto representaron el 5.2% de la abundancia total. En bosque mesófilo las especies más abundantes fueron *P. mexicanus*, *H. goldmani* y *Handleyomys alfaroi*, representando en conjunto el 89% de la abundancia total. Las especies menos abundantes fueron *Handleyomys rostratus*, *R. gracilis* y *P. gymnotis*, representando juntos el 11%.

De las nueve especies de roedores que se registraron en este estudio, únicamente tres se compartieron entre ambos hábitats: *P. mexicanus*, *P. gymnotis* y *H. goldmani*. De las seis especies que se encontraron en un solo tipo de hábitat, *H. desmarestianus*, *O. fulvescens* y *R. mexicanus*, se registraron en cafetal y *H. alfaroi*, *H. rostratus* y *R. gracilis*, se registraron en bosque mesófilo (Tabla 1).

La mayor parte de estas especies (6 spp) no se compartieron en los dos tipos de hábitat, lo cual se vio reflejado en el valor del índice de Jaccard ($I_j = 0.33$) que indicó una similitud baja en la composición de los dos ensambles. El valor del índice de diversidad beta es de $\beta_T = 0.5$ indicando un alto nivel de complementariedad en la zona de estudio, es decir que la mitad de especies se reemplaza de un tipo de hábitat al otro.

Diversidad funcional: Se registraron cuatro gremios alimenticios para el orden Chiroptera, de los cuales tres son compartidos por los dos hábitats. Los gremios exclusivos de un solo tipo de hábitat fueron: nectarívoro en cafetal y hematófago en bosque mesófilo (Fig.3a). Los gremios representados en cafetal son frugívoros, insectívoros y nectarívoros. En este mismo hábitat las especies frugívoras formaron el gremio con mayor riqueza y abundancia (8 spp, 56 individuos; 53% de las especies), seguido por los nectarívoros (4 spp, 12 individuos; 27% de las especies) y los insectívoros (3 spp, 9 individuos; 20%

de las especies). En bosque mesófilo, los gremios representados fueron: frugívoro, hematófago e insectívoro (Fig.3a). El gremio más representativo en cuanto a riqueza y abundancia fue el frugívoro (6 spp, 30 individuos; 75% de las especies) seguido por los gremios hematófago e insectívoro que en conjunto representaron el 25% del total de las especies en este hábitat (2 spp, 5 individuos). En ambos hábitats la mayoría de los murciélagos (10 spp; 62.5%) utilizan principalmente árboles para refugio ya sea en oquedades o entre el follaje, mientras que seis especies utilizan especialmente cuevas (37.5%).

Para el orden Rodentia se registró un total de tres gremios alimenticios, de los cuales dos son compartidos por ambos hábitats. El gremio exclusivo y no compartido fue el omnívoro en cafetal (Fig. 3b). Los gremios representados en este mismo hábitat fueron: granívoro, herbívoro y omnívoro. Las especies granívoras constituyeron el gremio con mayor riqueza y abundancia en cafetal (4 spp, 94 individuos; 66% de las especies) seguido por los gremios herbívoros y omnívoros que fueron los de menor riqueza y abundancia, y que en conjunto aportaron 2 spp y 3 individuos a la riqueza y abundancia total del cafetal. Para el bosque mesófilo se registraron dos gremios alimenticios: granívoro y herbívoros (Fig. 3b). El gremio mejor representado en este hábitat, tanto por su riqueza como por su abundancia fue el granívoro (5 spp, 139 individuos; 83% de las especies), el cual presentó el mayor número de registros, seguido del gremio herbívoro de solo una especie y seis individuos. En ambos hábitats la mayoría de los roedores (7 spp; 78%) son terrestres, mientras que dos especies son principalmente arborícolas (22%).

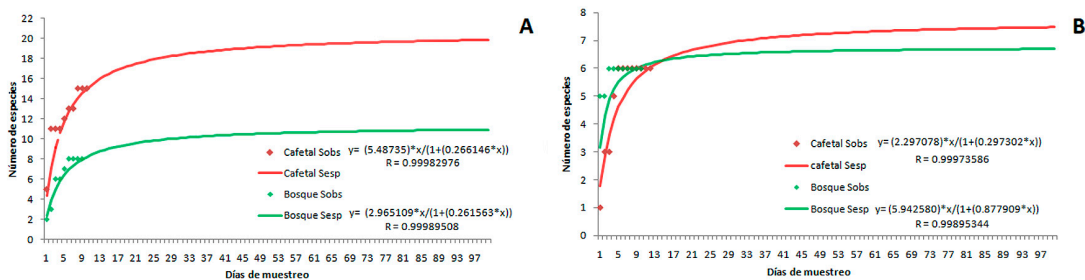


Figura 4. Curva de acumulación de especies A) murciélagos y B) roedores. Sobs = número de especies observadas y Sesp = número de especies estimadas.

Distribución y estado de conservación: Del orden Chiroptera se determinaron tres especies con algún grado de endemismo, *A. toltecus* y *H. underwoodi* tienen una distribución restringida a Mesoamérica y la especie *G. morenoi* se distribuye únicamente en México (Ceballos *et al.* 2002; Reid 2009). En cuanto a su distribución local por tipos de hábitat, *A. toltecus*, se observó en ambos tipos de hábitat mientras *H. underwoodi* y *G. morenoi*, se encontraron solo en cafetal. Una especie, *E. hartii*, se encuentra bajo la categoría de protección especial y fue registrada únicamente en cafetal.

Para el orden Rodentia se determinaron cinco especies con distribución sólo en Mesoamérica, *H. goldmani*, *P. gymnotis*, *P. mexicanus*, *H. rostratus* y *R. gracilis* (Reid 1997; Ceballos *et al.* 2002; Reid 2009). *P. gymnotis*, y *P. mexicanus* se registraron en ambos hábitats, mientras que *H. rostratus* y *R. gracilis* únicamente se registraron en bosque mesófilo, y *H. desmarestianus* solamente en cafetal. Únicamente la especie *R. gracilis* se encuentra entre las especies en riesgo como amenazada.

Discusión

Los resultados sugieren que los roedores pequeños y los murciélagos responden de manera diferente a la alteración del hábitat por los cafetales. El grupo de mamíferos pequeños más afectado por el cambio de uso de suelo en la zona de estudio son los roedores. Al reemplazar el bosque por cafetales, el sotobosque se cambia completamente por los cafetos y también se elimina la mayor parte del dosel, que son los estratos de vegetación más importantes como proveedores de recursos de alimento y cobertura para los roedores, tanto por su estructura como por la riqueza florística. Aunado a esto, los roedores son organismos con poca capacidad de desplazamiento en comparación con los murciélagos. Las especies que tienen mejores posibilidades de mantenerse en las áreas de cafetales, son las especies generalistas u omnívoras (*i. e. O. fulvescens*) o las especies con un amplio rango de distribución que no tienen requerimientos especiales de cobertura arbórea (*i. e. P. mexicanus*; Hobbs y Huenneke 1992).

El bosque mesófilo parece ser el mejor hábitat para varias especies de roedores en el área de estudio. Aunque el modelo de acumulación estimó una mayor riqueza de especies para ambos grupos en cafetal, en bosque mesófilo se encontró una mayor abundancia de especies que se consideran poco tolerantes a hábitats alterados, como *H. alfaroi*, la cual se registró únicamente en este hábitat. Es muy probable que solo el bosque conservado pueda ofrecerles las condiciones necesarias para la permanencia de estas y otras especies que por sus requerimientos y hábitos de uso de los recursos están estrechamente asociados a los hábitats boscosos, por ejemplo las arborícolas o semiarborícolas como *R. mexicanus* y *R. gracilis* (Young y Jones 1984; Reid 2009) o las granívoras como *H. goldmani* (Reid 1997).

Los vertebrados con mayor capacidad de desplazamiento se ven menos afectados por las alteraciones en los hábitats naturales a nivel local, ya que en su área de actividad pueden incluir varios componentes del paisaje (Swihart *et al.* 2003). La mayor riqueza de especies de murciélagos observada en cafetal se relaciona a la alta capacidad de desplazamiento de estos organismos, ya que las especies pueden utilizar la zona como sitios de forrajeo, o como un simple corredor para trasladarse de sus refugios diurnos a otras áreas en busca de alimento. Conociendo la biología de las especies, sus requerimientos de alimentación y refugio, la escasa diversidad florística y poca cobertura del estrato arbóreo en los cafetales aunado a un sotobosque monoespecífico (el café), muy pocas especies de murciélagos pueden encontrar sitios adecuados de refugio y suficientes recursos alimenticios únicamente en los cafetales. Por lo tanto, consideramos que este tipo de hábitat por sí solo no tiene los recursos suficientes para mantener a los ensamblajes de mamíferos pequeños y la gran mayoría de las especies depende de las unidades de paisaje adyacentes. Tomando en cuenta la estructura arbórea simplificada de los cafetales, la capturabilidad de murciélagos puede verse favorecida en cafetal, ya que el método utilizado cubre un mayor estrato vertical arbóreo en cafetales que en bosque mesófilo, por lo que este método es más adecuado para especies de murciélagos que se desplazan en el interior del bosque y abajo del dosel, por lo tanto, este método de captura es sesgado a especies frugívoras y a algunas especies insectívoras (*e. g.* familias Phyllostomidae, Mormoopidae y vespertilionidae) pero submuestra a ciertas especies que se desplazan en lo alto del dosel como algunos insectívoros aéreos (*i. e.* familia

Molossidae).

Solo en caso de los murciélagos pudimos detectar diferencia en la diversidad de sus ensamblajes entre cafetal y bosque, que también se vio reflejada en la tendencia de los valores del estimador Chao 1, ratificando esta diferencia estadística. Con base de los valores del índice de similitud y de diversidad beta de ambos grupos y tomando en cuenta también el criterio de Sánchez y López (1988), consideramos que las comunidades tanto de roedores como de murciélagos son diferentes en estos dos tipos de hábitat. En el caso de los roedores se debe esencialmente a la gran diferencia de composición de las especies, en donde se observó un patrón complementario entre los ensamblajes en los dos tipos de hábitat. En caso de los murciélagos, la baja similitud radicó principalmente en la diferencia de la riqueza de especies entre los dos tipos de hábitat, observándose un patrón anidado de la composición de los dos ensamblajes (Patterson y Atmar 1986), es decir que las especies de murciélagos de bosque mesófilo representan un subconjunto de murciélagos de cafetal.

Los gremios con requerimientos asociados a un alto grado de complejidad y cobertura de dosel (roedores granívoros y arborícolas, así como murciélagos que se refugian en árboles) mostraron una mayor diversidad en bosque mesófilo, mientras los gremios relacionados con requerimientos a áreas abiertas (roedores terrestres omnívoros y murciélagos insectívoros) lo fueron en cafetal. La diversidad de gremios tróficos y de uso de espacio de mamíferos pequeños indica el importante papel ecológico que desempeñan estos organismos, ya que pueden dispersar una gran variedad de semillas, consumir insectos que pueden ser plaga para varios cultivos en la región, además de que estas especies polinizan varias especies de plantas en el área de estudio.

El registrar especies bajo alguna categoría de riesgo a nivel local, es una situación que nos indica la importancia de conservar los bosques nativos, buscando e implementando alternativas que favorezcan la conservación. Consideramos que es necesario mantener y conservar los fragmentos de bosques que aún existen en los alrededores de las plantaciones de café, así como diversificar los cafetales con más especies nativas para sombra. Dejar troncos caídos y árboles viejos ayuda que los murciélagos y los roedores pequeños encuentren refugios dentro de los cafetales. Estas acciones, entre otras estrategias de conservación que implementa la RBVT en su área de influencia, ayudarían a reducir el efecto del cambio de uso de suelo en la región del Volcán Tacaná e inclusive revertir el proceso de declinación poblacional y extinción local de las especies nativas de mamíferos pequeños amenazadas o en riesgo.

Literatura citada

- ALDRICH, M., C. BILINGTON, M. EDWARDS, Y R. LAIDLAW. 1997. Tropical montane cloud forests: an urgent priority for conservation. WCMC Biodiversity Bulletin 2:1-17.
- ARITA, H. T. 1993. Conservation biology of cave bats of Mexico. Journal of Mammalogy 74:693-702.
- ANTA, S. 2006. El café de sombra: un ejemplo de pago de servicios ambientales para proteger la biodiversidad. Gaceta Ecológica 80:19-31.
- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, Y R. A. MEDELLÍN. 2002. The mammals of México: composition, distribution, and conservation status. Occasional Papers, The Museum Texas Tech University 218:1-27.

- CHALLENGER, A.** 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- CHAO, A.** 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- CHAO, A. Y S. LEE.** 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87: 210-217.
- COLWELL R. K., Y J. A. CODDINGTON.** 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Pp. 101-118 in: *Biodiversity: Measurement and Estimation* (Hawksworth D. L. Ed.). The Royal Society. Chapman & Hall. Londres, Reino Unido.
- COLWELL R. K.** 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL: purl.oclc.org/estimates.
- COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD.** Sistema Integrado de Identificación Taxonómica. En línea: http://siit.conabio.gob.mx/pls/itisca/taxastep?king=Animalia&p_action=exactly+for&taxa=Heteromys+goldmani&p_format=&p_ifx=itismx&p_lang=es
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, que determina las especies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas, endémicas, amenazadas, en peligro de extinción y sujetas a protección especial. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos, Gobierno Federal. Ciudad de México, México.
- FENTON, M. B., L. ACHARYA, D. AUDET, M. B. HICKEY, C. MERRIMAN, M. K. OBRIST, D. M. SYME, Y D. ADKINS.** 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica* 24:440-446.
- GOTELLI, N. J., Y A. M. ELISON.** 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, EE.UU.
- HAMILTON, L. S., J. O. JUVIK, Y F.N. SCATENA (EDS.).** 1995. Tropical montane cloud forests. Springer-Verlag. New York, EE.UU.
- HOBBS, R. J., Y L. F. HUENNEKE.** 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324-357.
- JONES, C., W. J. MCSHEA, M. J. CONROY, Y T. H. KUNZ.** 1996. Capturing Mammals. Pp. 115-155 in *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals* (Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, y M. S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, EE.UU.
- KALKO, E. K.** 1998. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* 101:281-97.
- MAGURRAN, A. E.** 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. Princeton, EE.UU.
- MAGURRAN, A. E.** 2006. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. Oxford, Reino Unido.
- MARTÍNEZ-CAMILO, R., Y N. MARTÍNEZ-MELÉNDEZ.** 2010. Características físico-ambientales de los bosques mesófilos de Chiapas. Pp. 37-63 in *Los bosques mesófilos de montaña en Chiapas: situación actual, diversidad y conservación* (Pérez, M., C. Tejeda, y E. Silva, eds.). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla

Gutiérrez, México.

- MEDELLÍN, R. A., M. EQUIHUA, Y M. A. AMÍN.** 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675.
- MEDELLÍN, A., H. ARITA, Y O. SÁNCHEZ.** 2008. Identificación de los murciélagos de México: clave de campo. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MERRITT, J. F.** 2010. The biology of small mammals. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- MOGUEL, P., Y V. M. TOLEDO.** 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- MORENO, C.** 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manual y Tesis SEA. Volumen 1. Zaragoza, España.
- MUÑOZ, A., HORVÁTH, A., PERCINO, R., RAMÍREZ, M., MACIP, R., MARTÍNEZ, P., MORENO, M., RAMÍREZ, M., Y R. VIDAL.** 2002. Evaluación de la diversidad de vertebrados terrestres en cafetales en la Reserva de la Biosfera El Triunfo. Informe Final. ECOSUR-Instituto Para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica A.C. (IDESMAC). Tuxtla Gutiérrez, México.
- NEUWEILER, G.** 2000. The biology of bats. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- NOLASCO, M.** 1985. Café y sociedad en México. Centro de Ecodesarrollo. Ciudad de México, México.
- PATTERSON, B. D., Y W. ATMAR.** 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. Pp. 65–82 in *Island biogeography of mammals* (L. R. Heaney, y B. D. Patterson, eds.). Academic Press. Londres, Reino Unido.
- PERFECTO, I., R. A. RICE, R. GREENBERG, Y M. E. VANDERVOORT.** 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *Bioscience* 46:598-608.
- POHLENZ, B.** 2002. Posición de productores sobre la situación actual de la cafeticultura en México. Pp. 41-44 in *México y la cafeticultura Chiapaneca: reflexiones y alternativas para los caficultores* (Pohlan, J. 2002). El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Tapachula, México.
- REID, F. A.** 2009. A field guide to the mammals of Central America y Southeast Mexico. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- ROGERS, D. S., Y M. W. GONZÁLEZ.** 2010. Phylogenetic relationships among spiny pocket mice (*Heteromys*) inferred from mitochondrial and nuclear sequence data. *Journal of Mammalogy* 91:914-930.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., Y T. H. FLEMING.** 1993. Ecology of tropical Heteromyids. Pp. 596-617 in *Biology of the Heteromyidae* (Genoways, H. H., y J. H. Brown, eds.). Special publications No. 10, American Society of Mammalogists. Lawrence, EE.UU.
- SÁNCHEZ, O., Y G. LÓPEZ.** 1988. A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to biogeography. *Folia Entomológica Mexicana* 75:119-145.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL.** Normales climatológicas 1971-2000, estación Unión Juárez. En línea: <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/chis/NORMAL07172.TXT>
- SOBERÓN, J., Y J. LLORENTE.** 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480-488.
- SWIHART, R. K., T. M. GEHRING, M. B. KOLOZSVARY, Y T. E. NUPP.** 2003. Responses

- of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9:1-18.
- VARGAS, F., S. ESCOBAR, Y R. DEL ÁNGEL.** 2000. Áreas naturales protegidas de México con decretos federales (1899-2000). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) - INE. Red para el Desarrollo Sostenible, A. C. Ciudad de México, México.
- WILSON, D. E., Y D. M. REEDER (EDS.).** 2005. *Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference*, tercera edición. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- YOUNG, C. J., Y J. K. JONES, JR.** 1984. *Reitrodontomys gracilis*. *Mammalian Species* 218:1-3.
- ZAR, J. H.** 1993. *Biostatistical Analysis*. Segunda edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs. New Jersey, EE.UU.

Sometido: 11 de abril de 2012
Revisado: 15 de junio de 2012
Aceptado: 28 de agosto de 2013
Editor asociado: Jesús Maldonado
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández