



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE
TABASCO



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Maestría en Ciencias Ambientales

**El ensamblaje de murciélagos de
Palenque, Chiapas, México: su relación
con los componentes del paisaje.**

TESIS

para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Ambientales

que presenta el

Biol. Luis Gerardo Avila-Torresagatón

Director: Dr. Mircea Gabriel Hidalgo Mihart

Villahermosa, Tabasco, México 2012

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **“EL ENSAMBLAJE DE MURCIÉLAGOS DE PALENQUE CHIAPAS, MÉXICO: SU RELACIÓN CON LOS COMPONENTES DEL PAISAJE”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco el día Veintiocho de Noviembre del año 2011. •

AUTORIZO



LUIS GERARDO AVILA TORRESAGATON

El ensamblaje de murciélagos de Palenque, Chiapas, México: su relación con los componentes del paisaje.

INFORME DE ORIGINALIDAD

20%

ÍNDICE DE SIMILITUD

FUENTES PRIMARIAS

1	www.scielo.org.mx Internet	1948 palabras — 15%
2	amap.cirad.fr Internet	145 palabras — 1%
3	revistas.up.ac.pa Internet	125 palabras — 1%
4	dipot.ulb.ac.be Internet	49 palabras — < 1%
5	aprenderly.com Internet	46 palabras — < 1%
6	www.ibiologia.unam.mx Internet	39 palabras — < 1%
7	watermark.silverchair.com Internet	35 palabras — < 1%
8	mastoziologiamexicana.com Internet	33 palabras — < 1%
9	dspace.uah.es Internet	25 palabras — < 1%
10	incol.repositorioinstitucional.mx Internet	24 palabras — < 1%
11	www.clubensayos.com Internet	22 palabras — < 1%

12	iefectividad.conanp.gob.mx Internet	21 palabras — < 1%
13	opencommons.uconn.edu Internet	21 palabras — < 1%
14	M. JORON. "Polymorphic mimicry, microhabitat use, and sex-specific behaviour", Journal of Evolutionary Biology, 5/2005 Crossref	20 palabras — < 1%
15	silo.tips Internet	19 palabras — < 1%
16	Jennifer M. Duggan, Edward J. Heske, Robert L. Schooley. "Gap-crossing decisions by adult Franklin's ground squirrels in agricultural landscapes", Journal of Mammalogy, 2012 Crossref	17 palabras — < 1%
17	ia600307.us.archive.org Internet	16 palabras — < 1%
18	tesis.ipn.mx Internet	16 palabras — < 1%
19	www.degruyter.com Internet	16 palabras — < 1%

EXCLUIR CITAS

ACTIVADO

EXCLUIR FUENTES

DESACTIVADO

EXCLUIR BIBLIOGRAFÍA

ACTIVADO

EXCLUIR COINCIDENCIAS < 16 PALABRAS

CONTENIDO

Dedicatoria	I
Agradecimientos	II
Resumen	1
Introducción	3
CAPITULO UNO	
La importancia de Palenque Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México (artículo aceptado en la Revista Mexicana de Biodiversidad)	
Resumen	19
Abstrac	20
Introducción	21
Materiales y método	23
Selección de sitios y captura de murciélagos	25
Clasificación de los grupos funcionales	26
Clasificación de murciélagos en relación a la fragmentación-perturbación	27
Resultados	27
Discusión	29
Literatura citada	34
Cuadro 1 Grupos funcionales de las especies de murciélagos de Palenque.....	42
Cuadro 2 Listado taxonómico de los murciélagos de Palenque.....	44
Figura 1 Localización geográfica de Palenque, Chiapas.....	46

CAPITULO DOS

Bat assemblage responses to different landscape elements in Palenque Chiapas Mexico (artículo sometido en la revista Biotropica)

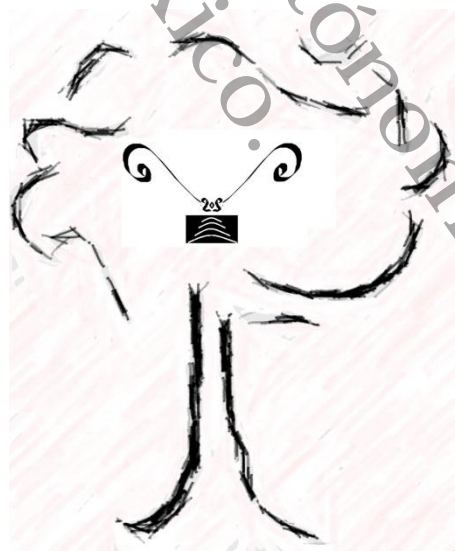
Abstract	49
Introduction	51
Material and methods	55
Site lection and bat capture	57
Data analysis	58
Results	59
Discussion	61
Literature cited	68
Table 1 Bat species captured and guild assignation.....	85
Figure 1 Location of the study area and bats sampling sites in Palenque	89
Figure 2 Rarefaction curves of bat species richness among Palenque landscape elements	90
Figure 3 Cluster analysis based on Jaccard coefficient of similarity	91
Figure 4 Animal-eating bat rarefaction curves among Palenque landscape elements.....	92
Figure 5 Plants-eating bat rarefaction curves among Palenque landscape elements.....	93
Conclusión general	92
Anexo fotográfico	101

A la memoria de

Elisabeth K. V. Kalko

(1962-2011)

Un ejemplo de dedicación, respeto y amor por la biología, la ciencia. Admirable científica, cuyos trabajos siempre vanguardistas son y serán base fundamental para el estudio y la conservación de los murciélagos alrededor del mundo.



Diciembre de 1996, por vez primera visité Palenque; me dije que algún día debía regresar a trabajar con los murciélagos. Hoy, diciembre del 2011 me resulta *casiimposible* expresar con palabras mi agradecimiento a todas las personas que han contribuido y contribuyen en mi formación académica y personal; a quienes directa e indirectamente me permitieron culminar con aquella idea de hace 15 y continuar...

De manera muy especial quiero agradecer infinitamente la presencia de mi familia, sin su apoyo sentimental y material, esta etapa pudo haber sido muy complicada. Gracias inmensas y eternas a mi abuelita Mari, mi papá, a Valentina, mi hermano y a mi mamá por su eterna compañía. Por su cariño y alegría a mi abuelita Tere. A mis abuelitos, Enrique y Wil que siempre recuerdo y me acompañan.

Has sido siempre Bere un ejemplo para mí; la presencia y la ausencia fueron algunas causas que me permitieron desarrollar y concluir este trabajo. Gracias por cada motivo y cada lección de vida.

Sin duda lo mejor del posgrado es haber conocido excelentes personas, hoy buenos amigos y amigas, quienes hicieron los días y noches mucho mejores. A la *extinta legión de las chelas tranquilas*, Caro, Paty, Daniela y Mircea; a Arianna y Darwin por las *amenasyrespetuosas* charlas en que arreglamos el mundo pero terminamos descomponiéndolo de nuevo, y los numerosos amaneceres en una misma mañana. Además a Marquito, Judith, Sergio, al Joaquín† siempre bien recordado y a mis compañeros de cursos y amigos que nunca me dejaron Yanet, Dany, Gladys, Belkis Sujeidy; a Adrián Juan y Mario por la ayuda en el cálculo.

A quienes en la distancia, su amistad y cariño crece y me acompaña, a Isis por estar siempre cerca, muchas gracias. Por los buenos y poco buenos momentos a Jimena y Jorge por su presencia. Hartas gracias por tu amistad e interés en mi crecimiento gracias Arelita (de tu peor mal amigo)

Agradezco enormemente a los ejidatarios, dueños de ranchos y trabajadores de los ranchos que nos permitieron el acceso a sus tierras, sus recomendaciones de seguridad, amistad y comidas compartidas. Sin su apoyo este trabajo no pudiera haberse desarrollado: Santiago Ramos, Ing. Rodolfo Mandujano, Don Víctor Montero, Ing. Miguel Sánchez, a Franky Mosqueda, a Don Esteban Corzo, Jorge Constantino, Domingo Ramírez, Don Miguel Pérez, Sr. Alfredo Arellano, a Don Clemente Reyes, Don Chepe Aguilera, al Sr. Eugenio Hernández, Sr. Antonio Gutiérrez, a la Lic. Ma. del Mar Gutiérrez, Gerardo Ramírez, Sr. Jacobo Hernández, a Don Chayo Vidal, al Sr. Omar Domínguez y Sr. Lucio Silva; GRACIAS.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca No. 31864 para cursar la Maestría en Ciencias Ambientales de la División Académica de Ciencias Biológicas en la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Gracias al Dr. Stephan Arriaga, al Dr. José Antonio Guerrero, a la M.C. Coral Pacheco, al Dr. León David Olivera y al Dr. Mircea Hidalgo, quienes escucharon, revisaron, comentaron, tacharon y mejoraron sustancialmente el documento de tesis y aportar ideas para futuros proyectos o publicaciones.

Parte del trabajo de campo y laboratorio se realizó con ayuda de: Álvarez, O., Castro, A., Contreras, F., Cruz, J., Cruz, P., Escolástico, D., Focil, G., Garcia, M., García, R., Hernández, C., Hernández, R., Higareda, O., Jiménez, V., López, Martínez M., L. Valera, V., estudiantes de la DACBiol-UJAT, durante el trabajo de tesis de Gómez-Pérez, M. D. y Robles-Hernández, H. N. Así como a Joshua Díaz-Caballero y Ana Salvador por su ayuda en campo.

Agradezco el interés, apoyo y disposición de: Elisabeth Kalko† (Instituto de Ecología Experimental de la Universidad de Ulm - Instituto Smithsonian de Investigación Tropical), Gary D. Schnell (museo de Historia Natural Sam Noble, Oklahoma), Alejandro Castro-Luna (Universidad Veracruzana) y Vinicio Sosa (Instituto de Ecología A.C.) por facilitarme sus publicaciones, con las que aterricé, corroboré y formulé nuevas preguntas que surgieron a lo largo de este proyecto. Así mismo, agradezco a mi amiga Ana Laura Villalba Almendra (Universidad Brigham Young), por su enorme ayuda para obtener bibliografía usada en este documento.

Se agradece el apoyo del INAH-Palenque y CONANP-Palenque permitió trabajar dentro del Parque Nacional Palenque, así como al Dr. Salomón González Blanco del Ecoparque Los Aluxes (Acajungla A.C). Además a M.G.H.M. al facilitar su vehículo para el desarrollo de la primera etapa del proyecto. La segunda etapa del proyecto (apoyo vehicular y económico) fue en buena parte sustentada por G.A.G.; M.P.G.; B.A.T.; A.M.C.T.P.; M.B.B.G. y M.G.H.M., a quienes agradezco infinitamente.

RESUMEN

La fauna de murciélagos de Chiapas, es una de las más estudiadas del país, y representa cerca del 77% de las especies reportadas para México. Sin embargo el estudio de los murciélagos de la región Selva-Norte, área convergente entre la Planicie Costera del Golfo, la Sierra Chiapaneca y la porción más norteña de la Selva Lacandona ha sido poco estudiada. El Bosque Tropical Perennifolio, que originalmente cubría Palenque, ha sido severamente reducido por actividades antrópicas, el paisaje actual en Palenque se compone de un mosaico de pastizales inducidos, (potreros), fragmentos aislados de vegetación (acahuales), corredores lineales como las cercas vivas y los corredores riparios y el Parque Nacional Palenque. Entre febrero del 2008 y mayo del 2010, en un área aproximada de 70 Km² en el borde del Parque Nacional Palenque (parche principal de Palenque) y hasta 14 Km al norte (zona de influencia), fueron capturados 5,522 murciélagos en 56,160 m/red en 130 sitios, con el objetivo de actualizar el listado de murciélagos de Palenque, Chiapas. Además de evaluar y comparar la riqueza de especie de murciélagos (Ensamblaje) y la diversidad trófica (Ensamble) entre los diferentes componentes del paisaje. Se generó una curva de acumulación de especies con el método de rarefacción, y a través de una ANOVA (Kruskal-Wallis) se determinó si la riqueza de especies de murciélagos difiere entre elementos del paisaje, y se estimó el Coeficiente de Similitud de Jaccard con el método de UPGMA para explorar la composición de especies de murciélagos en los elementos del paisaje. Se registraron 52 especies de murciélagos, entre las especies registradas, se reporta por primera vez a en la zona *Noctilio leporinus*, *Mimon crenulatum*, *Chiroderma salvini*, *Myotis californicus*, *M. elegans*, *Rhogeessa tumida*, *Molossus rufus* y *M. sinaloae*. Los corredores riparios mostraron la mayor riqueza de especies seguida de las cercas vivas, el Parche principal de Palenque, los fragmentos aislados de vegetación y finalmente los pastizales inducidos. El ANOVA mostró diferencias entre la riqueza de especies de murciélagos por sitio entre los elementos del paisaje ($H=38.51$, d.f.=4, $P=0.001$). Las curvas de rarefacción muestran que los corredores riparios poseen significativamente más especies que los otros elementos del

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

paisaje, particularmente para las especies animalívoras, mientras que los murciélagos fitófagos parecieran no inclinarse significativamente entre los elementos del paisaje. El dendrograma mostró de acuerdo al Coeficiente de Similitud de Jaccard la formación de dos grupos, uno de ellos contiene a los pastizales inducidos ($I_j = 0.27$), y el segundo al resto de los elementos del paisaje. Dentro del segundo grupo el Parche principal ($I_j = 0.549$) resultó el más disimilar seguido de los corredores riparios ($I_j = 0.618$). El subgrupo formado por las cercas vivas y los fragmentos aislados de vegetación son los elementos del paisaje con mayor similitud de acuerdo a la composición de especies de murciélagos. Los corredores riparios son elementos clave para el ensamblaje de murciélagos debido a su multifuncionalidad. Las cercas vivas, son también importantes componentes del paisaje. La permanencia de los corredores riparios y el mejoramiento de la composición de las cercas es necesario para garantizar la continua presencia del ensamblaje de murciélagos. Los resultados de este trabajo muestran que el ensamblaje de murciélagos encontrado en Palenque, representa el 42% de la fauna de quirópteros mexicanos. Se sugiere que la región de Palenque debe considerarse como un área prioritaria para el estudio y conservación de los murciélagos de México.

Palabras clave: Alta diversidad, Conectividad, Conservación, Corredores lineales, Fragmentación, Permanencia

Introducción

La reducción y pérdida de bosques templados y tropicales en México se ha documentado ampliamente (Palacio-Prieto *et al.* 2000; Barton y Klepeis 2005). En la actualidad los bosques tropicales han perdido poco más del 80% de su cobertura original (Challenger y Dirzo 2009). Con excepción de algunas zonas dentro de las regiones de los Chimalapas en Oaxaca (Martínez 2003, García-Romero *et al.* 2005), la Selva Lacandona en Chiapas (Mendoza y Dirzo 1999) y la región de Calakmul en Campeche (Reyes-Hernández 2003), pareciera existir una tendencia hacia la degradación y fragmentación de los ecosistemas tropicales debido a la expansión de las actividades humanas (Challenger 1998, Challenger y Dirzo 2009).

El resultado de la tala de selvas y bosques para expandir terrenos agropecuarios o por asentamientos irregulares, es la degradación y la fragmentación de hábitats. Las consecuencias de tales acciones antrópicas causan efectos negativos severos sobre la diversidad biológica a nivel macro espacial y sobre todo a niveles locales (Debinski y Holt 2000, Lindenmayer y Fischer 2006). Por ejemplo, la disminución de la diversidad biológica a diferentes niveles, es decir desde el nivel genético hasta el paisajístico (Dirzo y Raven 2003). Sin dejar de mencionar las variadas interacciones ecológicas entre especies, como la dispersión de semillas o la polinización, los cuales son procesos que dado el estrecho vínculo evolutivo entre los participantes (interacción planta-animal), pueden considerarse procesos ecológicos difícilmente recuperables (Mendoza y Dirzo 1999, Fahring 2003).

Fragmentación: causas y efectos. Las escalas y efectos de la fragmentación, se han abordado por diversos autores (ej. Lindenmayer y Fischer 2006, Collinge 2009), quienes la definen de manera general como un proceso degradativo espacial, producto de la pérdida de cubierta vegetal original, seguida de extinciones del resto de los componentes y funciones de la biodiversidad (desde niveles genéticos hasta paisajísticos). Todo ello sucede en períodos cortos de tiempo, como décadas e incluso menos tiempo. Las extinciones que pueden ocurrir, son una drástica y casi irreparable consecuencia de la fragmentación, al desaparecer estrechas relaciones que dan dinamismo a los ecosistemas, y causarían un deterioro en los ambientes fragmentados (Murcia 1995, Fahring 2003, Collinge 2009).

La disminución de la calidad del hábitat en los fragmentos, entendida como el empobrecimiento o deterioro de la estructura, el funcionamiento y la composición, de la biodiversidad local, es resultado principalmente de: el aislamiento (incremento de la distancia) entre fragmentos; la reducción continua de los fragmentos, ya que a medida que un fragmento se aísla de otros, su tamaño tiende a disminuir; y el efecto de borde, es decir el impacto que reciben los individuos cercanos a las orillas del parche (borde), respecto al impacto recibido por los individuos del centro del parche, son mayoritariamente negativos (Benítez-Malvido *et al.* 2008, Collinge 2009).

Los efectos de la fragmentación en bosques neotropicales se han documentado en diversos grupos biológicos por ejemplo aves (Arriaga *et al.* 2008, Lee y Peres 2008), reptiles y anfibios (Urbina-Cardona *et al.* 2006). Además de mamíferos como primates (Estrada *et al.* 2002, Mandujano y Escobedo-Morales 2008), marsupiales (Forero-Medina y Vieira 2009). Estos trabajos reportan la disminución o pérdida de los componentes faunísticos conocido como defaunación a causa de actividades antrópicas, particularmente en sitios donde la

vegetación original ha desaparecido y existen problemas de fragmentación del hábitat (Dirzo y Miranda 1991). La defaunación, suele impactar más a las especies con requerimientos de hábitats conservados o amplio ámbito hogareño (Daily et al. 2003), no obstante, otras especies pueden ser favorecidas al tolerar ambientes perturbados y fragmentados (Galindo-González 2004, Martínez-Morales 2005, Montagnini y Jordan 2005). De tal manera que, la heterogeneidad espacial y estructural, así como disponibilidad diferencial de recursos disponibles en un sitio en particular, puede influir notablemente en la composición de las comunidades locales (Stevens y Tello 2011).

La composición y diversidad de los ensamblajes locales (subconjuntos de comunidades compuestas por especies filogenética y geográficamente relacionadas; Patterson et al 2003, Moreno 2007), suele tener estrecha relación con la heterogeneidad y complejidad espacial del paisaje (August 1993, Gutzwiller 2002, Stevens y Tello 2011). Al mismo tiempo, la composición de los ensamblajes locales (grupo de especies con afinidad taxonómica y geográfica -ensamblaje-, que explotan un mismo recurso alimenticio; Patterson et al 2003, Moreno 2007), está determinada por la heterogeneidad de los recursos disponibles (Stevens y Tello 2011). En un paisaje fragmentado, las especies que conforman cada ensamblaje y a su vez los ensamblajes, pueden ocupar diferentes elementos del paisaje, en función de sus necesidades energéticas y conductuales (Collinge 2009). Además de su capacidad de motilidad (Anderson y Jenkins 2006, Hilty *et al.* 2006), y la disponibilidad de recursos alimenticios disponibles en el área (Stevens y Tello 2011).

Los ensamblajes de murciélagos son componentes importantes de las comunidades de vertebrados en los trópicos (Findley 1993, Medellín 1994, Kalko y Handley 2001, Rex *et al.* 2008). La diversidad ecológica del grupo les confiere un estatus de elementos clave en

los ecosistemas al ser integrantes fundamentales en procesos ecológicos como la polinización o la dispersión de semillas (Fleming 1986, 1988; Altringham 1996, Dumont 2003, von Helversen y Winter 2003).

En los bosques del neotrópico, se ha documentado la disminución de varias especies de murciélagos como resultado de la pérdida y degradación de los ecosistemas por actividades humanas (Meyer *et al.* 2010). A la par, otras especies de murciélagos se han visto favorecidas al tolerar ambientes con altos niveles de perturbación (Schulze *et al.* 2000, Galindo-González 2004, Castro-Luna *et al.* 2007, Estrada-Villegas *et al.* 2010). Por estas razones, los murciélagos son considerados un buen modelo de estudio para evaluar los efectos causados por la modificación antrópica de ecosistemas (Moreno y Halfpeter 2001, Pineda *et al.* 2005, Jones *et al.* 2009).

Un claro ejemplo de un paisaje altamente fragmentado, es la región de Palenque, al norte del estado de Chiapas, México. En la zona, los corredores riparios y las cercas vivas son elementos que claramente delimitan el paisaje, cuya matriz (elemento dominante del paisaje) son los pastizales inducidos comúnmente conocidos como potreros. Los corredores riparios y las cercas vivas interconectan los potreros, los fragmentos aislados de vegetación, conocidos como “acahuales” y el parche principal de bosque tropical remanente de la región en el Parque Nacional Palenque (PNP). El Bosque Tropical Perennifolio (BTP) que históricamente cubría el área de Palenque (Rzendowsky 2006), ha sido severa y drásticamente degradado en los últimos 30 años, actualmente cerca del 80% del BTP de Palenque ha desaparecido (Díaz-Gallegos 1996, Estrada *et al.* 2002, Ochoa-Gaona *et al.* 2007). La razón, actividades antrópicas, como la apertura y expansión de potreros, además de los campos de cultivo, acciones que en la actualidad se siguen presentando junto a

extensos planes de desarrollo turísticos. Actualmente el BTP de Palenque, está representado por cerca de 300 fragmentos cuyos tamaños no exceden las 500 ha. cada uno (Díaz-Gallegos 1996, Estrada *et al.* 2002).

Dadas las características del paisaje de Palenque, fue posible diferenciar dos áreas, una denominada Zona de Influencia (ZI), ubicada al norte del municipio, caracterizada y dominada por potreros, junto a monocultivos extensivos de palma aceitera (*Elaeis guineensis*), así como acahuals y pequeños manchones naturales de encinos tropicales (*Quercus oleoide*) típicos de esta región (Pennington y Sarukhán 2005). La segunda área es el parche principal de vegetación, zona con mejor nivel de conservación, donde se conocen poco más de 400 especies vegetales, entre árboles, arbustos, herbáceas, trepadoras, palmas y helechos, particularmente dentro del PNP (Díaz-Gallegos 1996).

Pese al alto nivel de fragmentación observable en Palenque, el remanente de BTP de la región, representa la distribución más norteña de un continuo de vegetación que abarcó desde Guatemala hasta Palenque, conocida como la Selva Lacandona (Patten *et al.* 2010). Palenque, es una zona de transición entre la Planicie Costera del Golfo, al norte, y la Sierra de Chiapas o Altiplanicie Chiapaneca (CEIGE 2008). Biogeográficamente, esta zona de transición puede ser reservorio de interesantes e importantes componentes biológicos (Morrone 2005).

Un estudio en la zona de Palenque (Patten *et al.* 2010), muestra que luego de un largo período de tiempo las especies de aves típicas del bosque maduro dejaron de registrarse, aumentando actualmente los avistamientos de aves de hábitats abiertos o perturbados. Es posible que lo mismo ocurriera o esté ocurriendo con otros grupos biológicos, por ejemplo

los mamíferos, cuando a pesar de las 62 especies de mamíferos conocidas en la región (30% de la mastofauna estatal; Horváth *et al.* 2001, Lorenzo y García 2007), las especies medianas y grandes parecen haber desaparecido o fueron desplazadas a los manchones de vegetación de regiones circundantes de la montaña, por efectos de la fragmentación de la zona.

El grupo de los murciélagos, por sus características biológicas y ecológicas, como su capacidad de vuelo y la amplia diversidad de alimento consumido (Kalko y Handley 2001, Giannini y Kalko 2004), comparte atributos con el grupo de las aves como la capacidad de vuelo, amplia diversidad trófica, además de su plasticidad ambiental para tolerar altas condiciones de perturbación antrópica (Patterson *et al.* 2003, Patten *et al.* 2010). Sin embargo los estudios locales sobre murciélagos son pobres, existe sólo un listado, en Palenque donde se reportan 42 especies (Horváth *et al.* 2001). Aun cuando Chiapas es uno de los estados cuya fauna de murciélagos es una de las más ricas del País y ha sido ampliamente estudiada (detalles en Avila-Torresagatón *et al.* en prensa; capítulo uno).

La presencia de al menos 42 especies de murciélagos en la zona y la heterogeneidad del paisaje de Palenque permitiría relacionar la ocurrencia diferencial de especies de murciélagos entre los diferentes elementos del paisaje local. Al analizar la riqueza y composición de especies observada entre los diferentes elementos del paisaje, la respuesta de esas especies a la perturbación del hábitat, además de la diversidad trófica del ensamble local entre elementos del paisaje.

Con base en las perspectivas y desafíos para la conservación de los sistemas tropicales en el siglo XXI propuestos por Bawa *et al.* (2004). En este trabajo contribuimos con: i) el

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

conocimiento de la estructura y funcionamiento del BTP y sus elementos remanentes como los corredores riparios, y ii) la naturaleza y magnitud de los efectos antrópicos sobre el BTP de la zona y el ensamblaje de murciélagos de Palenque.

Los objetivos principales de este trabajo fueron: I) evaluar y comparar la riqueza de especies y diversidad trófica entre los elementos que componen el paisaje de Palenque; II) estimar la riqueza de especies y gremios tróficos en los pastizales inducidos, los fragmentos aislados de vegetación, los corredores riparios, las cercas vivas y el parche principal de Palenque. Mientras que de manera general se pretendió, I) actualizar el listado de la quiroptero fauna conocida para la zona de Palenque; II) conocer la composición funcional del grupo, de acuerdo al gremio trófico y conducta de forrajeo; y III) clasificar las especies registradas de acuerdo a su respuesta a la degradación del hábitat.

Literatura citada

- Altringham, D. J. 1996. Bats: biology and behaviour. University of Oxford Press. U.S. 272 p.
- Anderson, B. A. y Jenkins, N. C. 2006. Applying nature's design: corridors as a strategy for biodiversity conservation. *En* Introduction pp. 1-10. Columbia University Press.
- August V. P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64: 1495-1507.
- Avila-Torresagatón, L. G., Mihart, H. M. y Guerrero, E. J. A. *en prensa*. La importancia de Palenque Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*.

- Barton, B. D. y Klepeis P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for Sustainability in southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and History* 11: 195-223.
- Benítez-Malvido J. y Arroyo-Rodríguez V. 2008. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. *En: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. Del Claro K., Oliveira P.S, Rico-Gray, V., Ramirez A., Almeida, A. A., Bonet, A., Scarano, F. R., Consoli, F. L., Morales, F. J., Naoki, J., Costello, J. A., Sampaio, M. V., Quesada, M., Morris, M.R., Palacios, M., Ramirez, N., Marcal, O., Ferraz, R. H., Marquis, R. J., Parentoni, R., Rodriguez, S. C., Luttge, U. (editores). International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK. 11 p.
- Bawa, S. K., Kress, W. J., Nadkarni, M. N. y Lele, S. 2004. Beyond Paradise-Meeting the Challenges in Tropical Biology in the 21st Century. *Biotropica* 36: 437-446.
- Castro-Luna, A. A., Sosa, J. V. y Castillo-Campos G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228.
- Comité Estatal de Información Geográfica y Estadística (CEIGE). 2008. <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx>; última consulta, 11.II. 2010.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas de México: pasado, presente y futuro. Instituto de Biología, UNAM, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F. 847 p.
- Challenger, A. y Dirzo. R. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 37-73.
- Collinge, S. K. 2009. Ecology of fragmented landscapes. The Johns Hopkins University Press. 360 p.

- Daily, C. G., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G. y Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Conservation opportunities in agricultural landscape of Costa Rica. *Conservation Biology* 17: 1814-1826.
- Debinski, M. D. y Holt, D. R. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Díaz-Gallegos, J. R. 1996. Estructura y vegetación florística del Parque Nacional Zona Arqueológica de Palenque, Chiapas. Tesis. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 63 p.
- Dirzo, R. y Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. *En Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes y W.W. Benson (Eds.). Wiley and Sons Pub. New York pp: 273-287.
- Dirzo, R. y Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour* 28: 137-167.
- Dumont, R. E. 2003. Bats and fruits: an ecomorphological approach. *En Ecology of bats*, T. H. Kunz y B. M. Fenton (eds.). University of Chicago Press. Illinois. 398-329 p.
- Estrada A., Mendoza, A., Castellanos, L., Pacheco, R., van Belle, Y. y Muñoz, D. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology*. 58:44-55.
- Estrada-Villegas, S., Meyer, C. F. J y Kalko, E. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in land-bridge island system. *Biological Conservation* 143:597-608.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.

- Findley, J. S. 1993. *Bats a community perspective*. Cambridge University Press. 167 p.
- Fleming, H. T. 1986. The structure of neotropical bat communities: a preliminary analysis. *Revista Chilena de Historia Natural* 59:135-150.
- Fleming, H. T. 1988. *The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions*. University Chicago Press. 380 p.
- Forero-Medina, G. y Vieira, V. M. 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology* 25: 53-62.
- Galindo-González, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana* 20:293-243.
- García-Romero, A., Oropeza-Orozco, O. y Galicia-Sarmiento, L. 2004. Land-use systems and resilience of tropical rainforest in the Tehuantepec Isthmus, Mexico. *Environmental Management*, 34: 768-785.
- Giannini, P. N. y Kalko, E. 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105: 209-220.
- Gutzwiller, J. K. 2002 *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer 1st edition. 552 p.
- Hilty, J.A., Lindicker W.Z. Jr. y Merenlender A. M. 2006. *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press. 323 p.
- Horváth, A., Vidal-López, R. y Sarmiento-Aguilar, R. 2001. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5: 6-26.

- Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willing, M. R. y Racey P. A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8: 93-115.
- Kalko, E. y Handley Jr, O. C. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implication for conservation. *Plant Ecology* 153: 319-333.
- Lees, A. C. y Peres, C. A. 2007. Corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22(2):439-449.
- Lindenmayer, D. B. y Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Island Press: Washington D.C. 352 p.
- Lorenzo, C. y García, M. 2007. Sistemática y conservación de los mamíferos de Chiapas. *En Tópicos en sistemática, ecología y conservación de mamíferos*, G. Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.). Universidad Autónoma de Hidalgo. Hidalgo. p.47-57.
- Mandujano, S. y Escobedo-Morales, A. L. 2008. Population viability analysis of howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in highly fragmented landscapes in Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 1: 43-62
- Martínez, E. 2003. Chimalapas. *En La deforestación 24 regiones PRODES*. SEMARNAT-CONABIO, México 2003. pp. 36-43.
- Martínez-Morales, M. A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos* 108: 634-642.
- Medellín, R. A. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 8: 788-799.
- Mendoza, E. y Dirzo, R. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8: 1621-1641.

- Meyer, C. F. J., Aguiar, L. M. S., Aguirre, L. F., Baumgarten, J., Clarke, F. M., Cosson, J. F., Estrada-Villegas, S., Fahr, J., Faria, D., Furey, N., Henry, M., Hodgkison, R., Jenkins, R. K. B., Jung, K. G., Kingston, T., Kunz, T. H., MacSwiney G., M. C., Moya, I., Patterson, B. D., Pons, J. M., Racey, P. A., Rex, K., Sampaio, E. M., Solari, S., Stoner, K. E., Voigt, C. C., von Staden, D., Weise, C. D., y Elisabeth K. V. Kalko. 2010. Long-term monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the statistical power to detect population change. *Biological Conservation* 143: 2797-2807.
- Montagnini, F. y Jordan, C. F. 2005. *Tropical forest ecology. The basis for conservation and management.* Springer-Verlag, Berlin-New York. 295 pp.
- Moreno, C. 2007. Diversidad de especies a escala de paisaje: un ejemplo con ensambles de murciélagos neotropicales. *En Tópicos en sistemática, ecología y conservación de mamíferos*, G. Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.). Universidad Autónoma de Hidalgo. Hidalgo. pp. 81-96.
- Moreno, C.E. y Halffter, G. 2001. Spatial and temporal analysis of the alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10: 367-382.
- Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76: 207-252.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Ochoa-Gaona, S., Hernández-Vázquez, F., De Jong B. H. J. y Gurri-García, D. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de roza-tumba-quema: un estudio de caso en La Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81:65-80.
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Jean-Francois, M., Takaki-Takaki, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma, M. M., Trejo-

- Vázquez, I., Peralta, H. A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González, M. F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del instituto de Geografía. UNAM* 43: 183-203.
- Patten, A. M., Gómez, H., y Smith-Patten, B. 2010. Long-term changes in the bird community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. *Biodiversity and Conservation* 19:21-36.
- Patterson, B. D., Willig, M. R. y Stevens, D. 2003. Trophic strategies, niche partitioning and patterns of ecological organization. *En Ecology of bats*, T. H. Kunz y M. B. Fenton (eds.). University of Chicago Press. Illinois. pp. 536-579.
- Pennington, D. T. y Sarukhán, J. 2005. *Arboles tropicales de México. Manual para identificación de las principales especies. 3ª Edition.* UNAM, FCE, México. 523 p.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F. y Halffter, G. 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 19: 400-410.
- Rex, K., Kelm, H. D., Weisner, K., y Kunz H. T. 2008. Species richness and structure of three neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 94: 617-629.
- Reyes-Hernández, H., Cortina-Villar, S., Perales-Rivera, H., Kauffer-Michel, E. y Pat-Fernández, J. M. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Boletín del instituto de Geografía, UNAM* 51: 88-106.
- Rzedowsky J. 2006. *Vegetación de México. 1ª edición digital*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504. p.

Schulze, D. M., Saevy, N. E. y Whitacre, F. D. 2000. A Comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Peten, Guatemala. *Biotropica* 32: 174-184.

Stevens, D. R. y Tello, N. S. 2011. Diversity begets diversity: relative roles of structural and resource. *Journal of Mammalogy* 92:387–395.

Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M., y Reynoso, H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132: 61-75.

von Helversen O. y Winter, Y. 2003. Glossophagine bats and their flowers: costs and benefits for plants and pollinators. *En Bats Biology and Conservation*. T. Kunz y P. Racey (eds.). Washington: Smithsonian Institution Press. 346-397 p.

Capítulo

UNO

La importancia de Palenque Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México.

Avila-Torresagatón, Luis Gerardo, Hidalgo-Mihart, Mircea Gabriel. y Guerrero-Enríquez, José Antonio.

Artículo aceptado en la Revista Mexicana de Biodiversidad.

Mircea Hidalgo Mihart
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Cd. Universitaria, a 25 de julio de 2011.

Estimado Dr. Hidalgo,

Después de revisar la versión corregida del manuscrito "Importancia de un área de bosque tropical muy fragmentado para la conservación: el caso de los murciélagos de Palenque, Chiapas" con clave RMB-23188, por Luis Gerardo Avila-Torresagatón, Mircea Hidalgo Mihart y José Antonio Guerrero, le informo que ha sido aceptado para su publicación en nuestra revista y aparecerá en el próximo número disponible.

Con el fin de garantizar la adecuada reproducción de las figuras en la impresión final y si aún no ha cumplido con este requisito, es necesario que envíe las figuras en formato tiff, con una resolución de 600 dpi y un tamaño mínimo de 10 x 10 cm, a nuestra editora técnica a la dirección electrónica: aarizmen@ibiologia.unam.mx, o bien los originales para ser escaneados directamente.

En cuanto tengamos listas las pruebas de galeras se las haremos llegar para una última revisión. Le reitero nuestra invitación a enviar fotografías relacionadas con su trabajo para la selección de imágenes que aparecerán en la portada correspondiente.

Sin más por el momento, reciba saludos cordiales.
Atentamente,



Dra. Virginia León-Régagnon
Editora responsable

La importancia de Palenque Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México.

The importance of Palenque Chiapas, for the conservation of Mexican bats.

Luis Gerardo Avila-Torresagatón¹, Mircea Hidalgo Mihart*¹ y José Antonio Guerrero².

División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco¹, Carretera Villahermosa-Cardenas Km. 0.5 s/n, entronque Bosques de Saloya, C.P. 86150. Villahermosa, Tabasco, México. eldesmodus@yahoo.com.mx¹, mhidalgo@yahoo.com¹ y Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Avenida Universidad 1001 Col. Chamilpa C.P. 62210, Cuernavaca Morelos, México. aguerrero@uaem.mx².

Resumen. La fauna de murciélagos de Chiapas, es una de las más estudiadas del país, y representa cerca del 77% de las especies reportadas para México. Sin embargo, se ha prestado poca atención a los murciélagos de la región Selva-Norte, área convergente entre la Planicie del Golfo, la Sierra Chiapaneca y la porción más norteña de la Selva Lacandona. Entre febrero del 2008 y mayo del 2010, fueron capturados murciélagos en 130 sitios mediante redes de niebla en Palenque Chiapas, con el objetivo de complementar el listado de las especies de la región Selva Norte. Los muestreos se realizaron en el continuo de vegetación del Parque Nacional Palenque (PNP) así como fragmentos aislados de vegetación en diferente grado de sucesión, cercas vivas, corredores riparios y pastizales inducidos, localizados desde uno hasta 14 kilómetros al norte del Parque. Con un esfuerzo de muestreo de 432 m-red/noche, en 130 noches trabajadas se registraron 52 especies de murciélagos, diez especies catalogadas como especies hábitat-dependientes, 26 especies vulnerables a la fragmentación y 16 especies de murciélagos tolerables a la fragmentación. Entre las especies registradas se encuentran *Noctilio leporinus*, *Mimon crenulatum*, *Chiroderma salvini*, *Myotis californicus*, *M. elegans*, *Rhogeessa tumida*, *Molossus rufus* y

M. sinaloae, las cuales no se habían registrado previamente en la zona. Los resultados de este trabajo muestran que la diversidad de murciélagos encontrada en Palenque, representa el 42% de la fauna de quirópteros mexicanos, por lo que se debe de considerar al PNP y su periferia, como un área focal para la conservación de este grupo de mamíferos.

Palabras clave: riqueza de especies, fragmentación, corredores lineales, quiróptera.

Abstract. The bat fauna of Chiapas, is one of the most studied of Mexico, and representing about 77% of the bat species reported to the country. Although, low attention have received the bats from the Selva-Norte region (located in the Plains of the Gulf of Mexico, the Chiapas Mountains and the northern portion of Lacandona). With the objective of obtain a comprehensive list of the bat species of this region, we captured bats in 130 sites using mist-nets in Palenque Chiapas from February 2008 to May 2010. Capture sites were located in the large patch of natural vegetation that included the Palenque National Park (PNP), as well as isolated fragments of vegetation in different succession stages, live fences, riparian corridors and induced grasslands, located one to 14 kilometers north to the Park. With a sampling effort of 432 mist net hours/night, we recorded 52 bat species (10 species classified as habitat-dependent, 26 vulnerable to fragmentation and 16 fragmentation tolerant). Some of the not previously recorded in the Palenque area were *Noctilio leporinus*, *Mimon crenulatum*, *Chiroderma salvini*, *Myotis californicus*, *M. elegans*, *Rhogeessa tumida*, *Molossus rufus* and *M. sinaloae*. Results of this study show that the bat diversity found in Palenque, represents 42% of the Mexican bat fauna, making the PNP and its periphery, as an important area for the conservation of this mammalian group.

Key words: species richness, fragmentation, linear corridors, Chiroptera.

Introducción

La quiropterofauna Chiapaneca representa cerca del 77% de las especies reconocidas para México (Lorenzo y García, 2007; Medellín et al., 2008). Es también una de las mejor y más ampliamente estudiadas, pues existen gran cantidad de trabajos sobre la diversidad del grupo, particularmente en la región Selva-Centro (Medellín, 1993; Cruz et al., 2004; Escobedo-Morales et al., 2005), la Altiplanicie Central (Horváth et al., 2001; Naranjo y Medinilla, 2001), la Planicie Costera del Pacífico (Espinoza et al., 2003), la Sierra Madre de Chiapas (Espinoza et al., 1998) además de una revisión completa de los murciélagos del estado (Álvarez-Castañeda y Álvarez, 1991).

A pesar de esto, poco se conoce sobre la quiropterofauna de la región Selva-Norte, área convergente entre la Planicie Costera del Golfo Sur, la Sierra Chiapaneca y la porción más norteña de la Selva Lacandona. Dentro de esta área, se incluye al Parque Nacional Palenque (PNP), en el cual, se han registrado 42 especies de murciélagos (Horváth et al., 2006), que corresponden al 39.6% de las 106 reportadas para el estado (Lorenzo y García 2007).

A pesar de la existencia del PNP, el continuo del Bosque Tropical Perennifolio (BTP) que históricamente cubría el área (Rzendowsky, 2006), ha sido reducido a un mosaico que supera los 300 fragmentos, compuestos de bosque tropical con distintos grados de aislamiento y perturbación (Díaz-Gallegos, 1996; Estrada et al., 2002). Aunado a esto la región de Palenque se encuentra rodeada de una gran diversidad de otros hábitats, tales como cercas vivas, corredores riparios y pastizales inducidos, que se complementan para producir un paisaje altamente heterogéneo.

La modificación y continua degradación de los bosques tropicales (Ortiz-Espejel y Toledo, 1998; Mendoza y Dirzo 1999; Ochoa-Gaona et al., 2007), potencialmente puede producir efectos negativos sobre las especies de murciélagos, como la reducción en número y calidad de los recursos que usan, incluyendo los sitios de refugio o alimentación (Kunz y Lumsden, 2003; Ortiz-Ramírez et al., 2006). Estos cambios pueden reflejarse en una disminución de la sobrevivencia y el éxito reproductivo, además de excluir de las comunidades aquellas especies de murciélagos que dependen de hábitats mediana o altamente conservados (Galindo-González, 2004; Klingbeil y Willin, 2009; Schulze et al., 2000). Es así, que la pérdida y fragmentación de hábitat modifica la composición y funcionalidad de las comunidades locales de murciélagos (Schulze et al., 2000; Quesada et al., 2004; Caras y Korine, 2009; Estrada-Villegas et al., 2010).

Debido a la plasticidad de las características biológicas y ecológicas de los murciélagos (Patterson et al., 2003), es posible que la heterogeneidad del paisaje en la zona de Palenque, permita la ocurrencia de especies de murciélagos tolerables a ambientes modificados, en conjunto con especies de hábitats mayormente conservados (Schulze et al., 2000; Galindo-González, 2004; Castro-Luna et al., 2007). Ante esta situación, se podría esperar que la comunidad de murciélagos de Palenque presente una combinación de especies con diversos grados de tolerancia a la fragmentación y pérdida de hábitat.

El objetivo principal de este trabajo fue, I) actualizar el listado de la quiróptero-fauna conocida para la zona de Palenque; II) conocer la composición funcional del grupo, de acuerdo al gremio trófico y conducta de forrajeo; y III) clasificar las especies registradas de acuerdo a su respuesta a la degradación del hábitat.

Materiales y método

El área de estudio se localiza en el municipio de Palenque al noroeste del estado mexicano de Chiapas (~17°30'33" N, 92°58'56" O). Específicamente, los sitios muestreados se distribuyeron en dos zonas, el PNP, y la porción noreste del municipio de Palenque hasta el ejido de San Mateo, considerada para fines de este trabajo como zona de influencia (de uno a 14 kilómetros al noroeste del PNP; Fig.1). Se excluyeron las regiones de la montaña, al sur de Palenque debido a los conflictos sociales.

Fisiográficamente, la porción norte de Palenque pertenece a la Planicie Costera del Golfo Sur, mientras que en su porción centro-sur da inicio la Sierra Chiapaneca. El rango de altitud va de 20 a 400 msnm, el clima es cálido-húmedo y la temperatura promedio anual es de 26°C, alcanzando 30°C en mayo, descendiendo hasta 22°C durante diciembre. La precipitación media anual es de 2 156 mm, con lluvias concentradas particularmente de mayo a diciembre. Además, Palenque tiene fuerte influencia de vientos norteros provenientes del Golfo de México. La presencia de afluentes del río Usumacinta, como el Tulijá, Michol, Nututun y Chancalá forman una compleja red de ríos y arroyos en toda la zona (CEIGE, 2008).

En la zona centro y sur del área de estudio, la vegetación original dominante era el Bosque tropical perennifolio (BTP), mientras que, en la zona norte dominaba el bosque tropical subperennifolio (BTS). Existe también vegetación riparia (VR) asociada a los ríos y arroyos. Sin embargo, la apertura y extensión de terrenos agroganaderos ha causado la pérdida de poco más del 75% de la vegetación original (Díaz-Gallegos, 1996; Estrada *et al.*, 2002). El área de estudio, comprende diferentes elementos del paisaje, incluyendo parches

de vegetación secundaria y áreas antropizadas. El PNP (Fig. 1), ocupa una superficie de 1 771 ha, de las cuales únicamente 500 ha, corresponden al continuo de vegetación del BTP, caracterizado por especies arbóreas como *Brosimum alicastrum*, *Poulsenia armata*, *Ficus mexicana*, *Manilkara zapota*, *Vatairea lundellii*, *Guatteria anomala* y *Quararibea funebris*. En la zona se han reportado poco más de 400 especies entre árboles, arbustos, herbáceas, trepadoras, palmas y helechos (Días-Gallegos, 1996).

El resto de la zona, comprende un gradiente de vegetación secundaria hasta los pastizales inducidos. En los parches con vegetación secundaria, de acuerdo al tiempo de abandono las especies más abundantes son representadas por las familias Leguminosae como *Pithecellobium arboreum*, Rubiaceae como *Hamelia patens*, Moraceae como *Ficus mexicana*, Cecropiaceae como *Cecropia obtusifolia*, Tiliaceae como *Heliocarpus mexicanus*, Solanaceae como *Solanum sp.* y Euphorbiaceae como *Acalypha diversifolia*, además de la familia Piperaceae como *Piper hispidum* (Días-Gallegos, 1996; Ochoa-Gaona *et al.*, 2007).

Las áreas antropizadas caracterizan la zona de influencia del PNP. La vegetación original de esta zona, ha sido desplazada principalmente por los pastizales inducidos, al dedicar la tierra a la ganadería extensiva. En los pastizales inducidos, se mantienen árboles aislados como *Ceiba pentandra*, *Ficus sp.*, y *Pithecellobium sp.* (Días-Gallegos, 1996; Jiménez-Ferrer *et al.*, 2008a), además de algunas especies forrajeras como *Guazuma ulmifolia* y *Gliricidia sepium* (Jiménez-Ferrer *et al.*, 2008b). Adicional a los pastizales inducidos, se pueden encontrar monocultivos de palma aceitera (*Elaeis guineensis*), y parches de encinos tropicales (*Quercus oleoides*).

Dentro de los pastizales inducidos, se pueden encontrar cercas vivas (CV), colocadas por los dueños de ranchos, y usadas para delimitar zonas de pastoreo. Son líneas de árboles de longitud y anchura variable, con árboles de altura y follaje prácticamente similar equidistantes uno de otro. Las componen especies arbóreas de rápido crecimiento como *Bursera simaruba*, *Guazuma ulmifolia* y *Gliricidia sepium*, con solitarios árboles de talla mayor como *Ceiba pentandra* o *Ficus mexicana*.

Los corredores riparios (CR) se conforman por la vegetación asociada y localizada en la ribera de ríos y arroyos. Inmersos o anexos a los pastizales inducidos, los CR poseen forma y anchura en relación al cauce de los arroyo y en algunos casos suelen verse seccionados para permitir el acceso del ganado al agua. En los CR se observan especies de árboles de entre 20 y 25 metros de altura o más, como *Ficus mexicana*, *Pithecellobium arboreum*, *Lonchocarpus sp.*, *Bursera simaruba*, y *Spondia sp.*, asociadas con un numerosos grupo arbustos, hierbas, epífitas y trepadoras, que en conjunto constituyen un componente estructuralmente complejo y potencialmente útil para la fauna asociada (de Lima y Gascon, 1999; Lees y Peres, 2007).

Selección de sitios y captura de murciélagos. En función del permiso de acceso a ranchos privados y terrenos ejidales, entre febrero de 2008 y mayo de 2010, se visitaron 130 sitios donde se capturaron murciélagos. Distribuidos a lo largo de los diferentes elementos del paisaje de Palenque, y separados por una distancia mínima entre sitios de 500 m, cada sitio se muestreó una sola noche durante seis horas, activando las redes a partir de la puesta del sol. En cada sitio se utilizaron redes de niebla de diferente longitud (tres, seis y 12 metros), para tener un esfuerzo de muestreo estándar de 432 metros de red por noche (ej. seis redes de 12 metros activas durante seis horas). Las redes se colocaron a la orilla de la vegetación,

cerca al sustrato, dentro del sotobosque, cruzando arroyos o sobre cuerpos de agua, tratando siempre de cubrir las zonas de vuelo y forrajeo de los murciélagos. La fase lunar durante las noches de muestreo, fue cerca o durante la luna nueva. La estacionalidad de la zona fue un parámetro no considerado para este trabajo.

Cada individuo capturado se colocó en sacos de manta los cuales fueron lavados después de cada uso. La identificación de los ejemplares fue llevada a nivel de especie, utilizando la clave de campo de Medellín *et al.*, (2008). La manipulación de los especímenes siguió los lineamientos propuestos por Gannon *et al.*, (2007). Una vez determinada la especie, los organismos fueron liberados. Para determinar el número potencial de especies de quirópteros en el área de Palenque en relación al esfuerzo de muestreo, se utilizó el estimador no paramétrico de Jackknife de segundo orden (Moreno, 2001).

Clasificación de las especies en grupos funcionales. La asignación de grupos funcionales se hizo en base de los trabajos de Kalko (1997), Schnitzler y Kalko (1998), Sampaio *et al.*, (2003) y Giannini y Kalko (2004). Las especies de murciélagos registradas se integraron en 12 grupos funcionales basados en tres parámetros que son: I) el hábitat de forrajeo, explicado por el espacio y medio acústico ocupado durante el vuelo; II) el modo de forrajeo, que se refiere al área donde obtienen su alimento, ya sea sobre algún sustrato o en vuelo libre; y III) el tipo predominante de dieta, que es el tipo de alimenticio mayormente consumido por cada especie (Cuadro 1). Para esta sección, se integraron los listados de murciélagos de este trabajo y los obtenidos por Horváth *et al.*, (2006) para la zona de Palenque.

Clasificación de murciélagos en relación a la fragmentación-perturbación del hábitat. Este análisis, incluyó exclusivamente las especies registradas en este trabajo. La razón de excluir las especies reportadas por Horváth *et al.*, (2006), obedece a que no se reportan las áreas específicas de captura. Las especies se catalogaron según su respuesta a la fragmentación del bosque tropical de acuerdo con los trabajos de Galindo-González (2004) y Estrada-Villegas *et al.*, (2010). La clasificación incluye tres categorías: A) especies restringidas o hábitat-dependientes, son aquellas cuya ocurrencia se da únicamente en sitios con estructura y composición del hábitat complejos, pueden incluir cuerpos de agua y/o vegetación secundaria en niveles avanzados de sucesión; B) especies sensibles o vulnerables, son las que suelen mantenerse dentro del continuo de vegetación utilizando los CR y/o las CV para moverse entre fragmentos, sin alcanzar las zonas abiertas o sin vegetación; y C) las especies altamente tolerables o adaptables, son las generalistas, soportan la modificación del hábitat y suelen beneficiarse de tal transformación. Estas se pueden encontrar desde la selva madura hasta los pastizales inducidos.

Resultados

Quiropteroфаuna de Palenque. Se registraron 52 especies de murciélagos (Cuadro 2), con un esfuerzo total de muestreo de 56 160 metros/red (en 130 noches). Al cubrir un área aproximada de 69.5 km². El método de Jackknife de segundo orden, estima la riqueza en 57 las especies de murciélagos.

Grupos funcionales. La fauna de murciélagos en Palenque, se integra de siete gremios funcionales, subdivididos en 12 categorías. Las especies insectívoras resultaron las más diversas con 30 especies (51.72%), seguidas de 19 especies frugívoras (32.75%), cuatro

especies nectarívoras/polinívoras (6.89%), y en menor proporción dos especies del grupo de los hematófagos (3.44%), y con una única representante por grupos, las especies omnívoras, carnívoras y piscívoras (1.72% cada grupo). Este total, incluye las especies reportadas anteriormente en la zona por Horváth *et al.*, 2006 (Cuadro 2).

Los gremios funcionales más diversos en Palenque los integran, los murciélagos insectívoros, estos se conforman por 16 especies IAS (e. j. *Rhynchonycteris naso*, *Mormoops megalophylla*, *Myotis spp.*), seis especies son IAA (e. j. *Molossus molossus* y *M. sinaloae*), seis especies son IS (e. j. *Lamproncycteris brachyotis*, *Microncycteris microtis* y *Mimon crenulatum*), y dos especies son IAV (*Natalus stramineus* y *Pteronotus parnellii*). En el caso de los murciélagos frugívoros, siete especies son FD (e. j. *Artibeus jamaicensis*, *A. lituratus* y *Chiroderma salvini*), ocho especies FS (e. j. *Carollia spp.* y *Sturnira spp.*), y cuatro especies son FG (e. j. *Dermanura phaeotis* y *D. watsoni*).

Clasificación de murciélagos en relación a la fragmentación-perturbación del hábitat. Las especies vulnerables a la fragmentación (clase B), domina la comunidad de murciélagos de Palenque con 26 especies, como *Pteronotus personatus*, *Phyllostomus discolor* y *Myotis keaysi*. Las especies hábitat-dependientes (clase A), se integra por 10 especies de murciélagos, tales como *Saccopteryx bilineata*, *Rhynchonycteris naso* y *Mimon crenulatum*. Mientras que, el grupo de las especies de murciélagos tolerables a la fragmentación (clase C), se compone de 16 especies, entre ellas *Glossophaga soricina*, *Artibeus lituratus* y *Sturnira lilium*.

Discusión

En la zona de Palenque se habían reportado 42 especies de murciélagos, a partir del uso de redes de niebla y búsqueda e inspección de refugios (Horváth et al., 2006). Seis de esas 42 especies reportadas, no lograron ser capturadas durante este estudio. Al combinar el listado de Horváth et al., (2006), y las especies registradas en este trabajo, la fauna de murciélagos de Palenque estaría compuesta por 58 especies de murciélagos, agrupadas en 35 géneros y siete familias. De ellas, 16 especies representan nuevos registro para Palenque (Cuadro 2).

Los murciélagos de Palenque, constituyen el 42% de la quiropterofauna reconocida para México (Medellín et al., 2008), y el 54.7% de los murciélagos reportados en el estado de Chiapas (Lorenzo y García, 2007). Quince especies de murciélagos registradas en la zona, incluyendo a *Rhogeessa parvula* y *Glossophaga morenoi* (especies endémicas de México), están consideradas en algún nivel de riesgo, amenaza o bajo protección (Hutson et al., 2001; SEMARNAT, 2010).

Dada la similitud con otros sitios, en Palenque es posible que al cubrir la zona sur del PNP podrían mediante el uso de redes de niebla adicionarse al listado especies como, *Trachops cirrhosus*, *Mimon cozumelae* e *Hylonycteris underwoodi*. Aunado a esto, si se complementara a las redes de niebla la búsquedas e inspección en refugios, especies como *Pteronotus gymnonotus* y *Natalus lanatus*, cuyas familias (Mormoopidae y Natalidae respectivamente) se sabe tienen preferencias cavernícolas o son mayormente encontradas en cavidades (Escalona-Segura et al., 2002; Avila-Torresagatón, 2008; Torres-Flores y López-Wilchis, 2010), probablemente podrían también ser registradas en la zona. Además, el uso de los métodos de detección acústica, podría complementar los listados como ha

ocurrido en otras regiones neotropicales (O'Farrell y Miller, 1999; Ochoa et al., 2000; Rydell et al., 2002).

En este sentido, con el uso de detectores acústicos y de acuerdo a los mapas de distribución planteados por Medellín et al., (2008), sería posible registrar en la zona de Palenque especies como *Centronycteris centralis*, *Pteronotus gymnotus*, *Lasiurus blossevillii*, *L. ega*, *L. intermedius*, *Rhogeessa gracilis*, *Eumops auripendulus*, *E. bonariensis*, *E. glaucinus*, *E. hanse*, *Promops centralis*, y *Nyctinomops laticaudatus*.

La fauna de murciélagos de Palenque, es dominada por la familia Phyllostomidae, (56.8% de las especies registradas), siguiendo el patrón observado en varias comunidades de murciélagos neotropicales (Fleming, 1986; Stevens y Willig, 2000; Kalko y Handley Jr., 2001). El gremio trófico dominante entre los murciélagos de Palenque, es el de las especies insectívoras, con cerca del 52% de las especies registradas, seguido por los frugívoros (el 32.7% de las especies). Esto mismo ha sido observado en Belice (Fenton et al., 2001), Brasil y Costa Rica (Stevens y Willig, 2000; Sampaio et al., 2003). Sin embargo, en algunas localidades de Panamá (Meyer et al., 2008) y Brasil (Kalko y Handley Jr., 2001), los murciélagos frugívoros son el gremio dominante. Ambos patrones han sido observados en las regiones neotropicales (Patterson et al., 2003).

Jung y Kalko (2010), observan que los murciélagos insectívoros aéreos, pueden soportar ambientes con alteraciones antrópicas. Sin embargo, la ocurrencia de diferentes especies de murciélagos insectívoros en los diferentes niveles de perturbación humana, podrían estar modulada, además de por la condición del hábitat, por la disponibilidad de insectos atraídos por la modificación gradual de los sistemas originales (Basset et al., 2004; Jung y Kalko,

2010). En este sentido, la alta diversidad de murciélagos insectívoros de Palenque se podría explicar por la alta diversidad de insectos del BTP de Chiapas (Cordero y Llorente, 2000; León-Cortés *et al.*, 2005).

Los diferentes elementos del paisaje de Palenque, resultantes de la fragmentación y pérdida del BTP, parecen modular la ocurrencia las diferentes especies de murciélagos en los componentes paisajísticos de la zona. Es decir, la respuesta de este grupo biológico parece depender de las características de los diferentes elementos del paisaje, como su cobertura, su estructura, la continuidad de BTP, o el grado de conectividad entre fragmentos (Galindo-González, 2004; Estrada-Villegas *et al.*, 2010; Mena, 2010). Esto muy probablemente se encuentra estrechamente ligado a las historias de vida de cada especie de murciélago, particularmente sus requerimientos energéticos (alimento) y disponibilidad de refugio (Kunz y Lumsden, 2003; Patterson *et al.*, 2003; Speakman y Thomas, 2003).

A partir del listado de Galindo-González (2004), reasignamos a: *Sturnira ludovici* y *Vampyressa thylene*, consideradas como especies clase A, a la clase C; *Glossophaga morenoi*, clasificada como clase B a la clase C; y *Mormoops megalophylla*, *Pteronotus davyi*, *Chiroderma salvini*, y *C.villosum*, pertenecientes a la clase C, se reasignaron a la clase B. Toda vez que fueron registradas en ambientes que no reflejan las características paisajísticas de la clasificación original (Galindo-González, 2004). Es decir, algunas especies de murciélagos, típicas de hábitats conservados como el bosque continuo, o los CR. Fueron capturadas en elementos del paisaje con alta influencia humana, como son las CV o los PI.

En Palenque, la modificación del hábitat por acciones humanas pudiera favorecer a las especies clase C (registradas, la mayoría de ellas en todos los elementos del paisaje, particularmente en las zonas altamente perturbadas como los PI). Mientras que la presencia de las especies de murciélagos, cuya respuesta a la fragmentación las sitúa como hábitat-dependientes (clase A y B), serían en un principio las especies mayormente afectadas por la fragmentación y modificación del BTP de la zona. Basta mencionar que siete de las 15 especies de murciélagos encontradas en Palenque y catalogadas en algún nivel de riesgo (Hutson et al., 2001; SEMARNAT, 2010) pertenecen a la clase A (ej. *Balantiopteryx io*, *Rhynchonycteris naso*, *Glyphonycteris sylvestris* o *Micronycteris schmidtorum*; cuadro 3) y tres a la clase B (*Choeroniscus godmani*, *Myotis fortidens* o la endémica *Rhogeessa parvula*). En contraste, sólo dos especies pertenecen a la clase C (*Cynomops mexicanus* y *Glossophaga morenoi*, endémica esta última).

Los CR y CV son hábitats importantes para el mantenimiento de las poblaciones de murciélagos en paisajes fragmentados (Verboom y Huitena, 1997; Estrada y Coates-Estrada, 2001; Harvey et al., 2006; Rogers et al., 2006; Williams et al., 2006; Harvey y González, 2007). En estos hábitats los murciélagos desarrollan diversas fases de su ciclo de vida y tienen acceso a sitios de percha, refugios diurnos y alimento (Kunz y Lumsden, 2003; Dechmann y Kerth, 2008). Por esta razón, resulta necesario diseñar e implementar estrategias de mejoramiento de la composición y estructura de las cercas vivas entre pastizales inducidos y del mantenimiento de los corredores riparios dentro del paisaje de Palenque.

Debido a la acelerada y continua fragmentación y degradación del BTP que ocurre en Palenque, es posible que parte importante de su patrimonio biológico disminuya drásticamente

irreversiblemente en un futuro cercano. Arita y Ortega (1998), consideran la región de la Selva Lacandona como importante y prioritaria para la conservación de la quiroptero fauna mesoamericana. Así mismo, Medellín (1993) considera a la región este de Tabasco y a la Selva Lacandona como una zona relevante e importante para la permanencia de varias especies de este grupo. En este sentido, la zona de Palenque además de formar parte del continuo de vegetación de la Selva Lacandona (Patten *et al.*, 2010), y ser colindante con el este de Tabasco, debe ser considerada como una zona prioritaria para el estudio, y la conservación de los murciélagos mexicanos, pues alberga poco más del 40% de la fauna de murciélagos de México.

Agradecimientos.

La captura de ejemplares se hizo bajo el permiso SGPA/DGVS/05491/09 SEMARNAT. Se agradece a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, por el financiamiento del proyecto “Estudio de la viabilidad para el establecimiento de corredores biológicos para la conservación de la fauna silvestre en la zona de influencia de Palenque”. Al INAH-Palenque y CONANP-Palenque, por la facilidades para trabajar en el PNP. A los dueños de los rancho por permitirnos el acceso, así como a Acajungla y parque Los Aluxes, A los estudiantes de la DACBio1 y voluntarios que apoyaron el trabajo de campo. A los revisores anónimos que mejoraron el documento. El primer autor recibió la beca No. 31864 del CONACyT, para cursa la Maestría en Ciencias Ambientales (DACBio1-UJAT).

Literatura citada

- Álvarez-Castañeda, S. T. y T. Álvarez. 1991. Los murciélagos de Chiapas. Instituto Politécnico Nacional. México D.F. 211 p.
- Arita, T. H. and Ortega, J. 1998. The middle american bat fauna: conservation in the neotropical-nearctic border. *In Bats Biology and Conservation*, T.H. Kunz y P. A. (eds). Washington: Smithsonian Institution Press. p. 295-308.
- Avila-Torresagatón, L. G. 2008. Estimación mediante un sistema audiovisual de las poblaciones de cuatro especies de murciélagos en cinco refugios cavernícolas de la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, Estado de Morelos, México. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos. 78 p.
- Basset, Y. J. F. Mavoungou, J.B. Mikissa, O. Missa, S. Miller, R. Kitching y A. Alonso. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 13:709-732.
- Caras, T. y C. Korine. 2009. Effect of vegetation density on the use of trails by bats in a secondary tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 25:97-101.
- Castro-Luna, A., V. J. Sosa y G. Castillo-Campos. 2007. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica* 9:219-228.
- Comité Estatal de Información Geográfica y Estadística (CEIGE). 2008. <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx>; última consulta, 11.II. 2010.
- Cordero, C. M. y J. Llorente. 2000. Los Arthropoda de México: algunas comparaciones. *In Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento Vol. II*, Jorge E. Llorente Bousquets, Alfonso N. García Aldrete, Enrique González Soriano (eds.).UNAM. México. pp. 95-101

Cruz, E. L., C. Lorenzo, L. Soto, E. Naranjo y N. Ramírez. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selvas medianas de las cañadas de La Selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:63-81.

de Lima, G. y C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91:241-247.

Dechmann, K.N. D. y G. Kerth. 2008 My home is your castle: roost making is sexually selected in the bat *Lophostoma silvicolium*. *Journal of Mammalogy* 89:1379-1390.

Díaz-Gallegos, J. R. 1996. Estructura y vegetación florística del Parque Nacional Zona Arqueológica de Palenque, Chiapas. Tesis, División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. 63 p.

Escalona-Segura, G. J., A. Vargas-Contreras y L. Interián-Sosa. 2002. Registros importantes de mamíferos para Campeche, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 6:99-103.

Escobedo-Morales. L. A., L. León-Paniagua, J. Arroyo-Cabrales y J. O. Polanco. 2005. Diversidad y abundancia de los mamíferos de Yaxchilán, Municipio de Ocosingo, Chiapas. *In* Contribuciones Mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa, Sánchez-Cordero, V. y Medellín, A. R. (eds.). Instituto de Biología UNAM, CONABIO. México DF. p. 283-298.

Espinoza, E., E. Cruz, H. Kramsky e I. Sánchez. 2003. Mastofauna de la Reserva de la Biosfera “La Encrucijada”, Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología* 7:5-19.

Espinoza, M. E., A. D. Anzures y E. A. Cruz. 1998. Mamíferos de la Reserva de la Biósfera El Triunfo, Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3:79:94.

Estrada, A. y R. Coates-Estrada. 2001. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24:92-102.

- Estrada, A., A. Mendoza, L. Castellanos, R. Pacheco, S. Van Belle, Y. García y D. Muñoz. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, México. *American Journal of Primatology* 58:45-55.
- Estrada-Villegas, S., C. F. J. Meyer y E. Kalko. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in land-bridge island system. *Biological Conservation* 143:597-608.
- Fenton, M. B., E. Bernard, S. Bouchard, L. Hollis, S. D. Johnston, C. L. Lausen, J. M. Rataliffe, D. K. Riskn, J. R. Taylor y J. Zigouris. 2001. The bat fauna of Lamanai Belize: roost and trophic roles. *Journal of Tropical Ecology* 17:511-524.
- Fleming, H. T. 1986. The structure of neotropical bat communities: a preliminary analysis. *Revista Chilena de Historia Natural* 59:135-150.
- Galindo-González, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana* 20:293-243.
- Gannon, W. L., S. R. Silkes y The animal care and use committee of the American Society of Mammalogists. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild animals in research. *Journal of Mammalogy* 88:809-823.
- Giannini, P. N. y E. Kalko. 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105:209-220.
- Harvey, A. C., A. Medina, D. Merlo, S. Vélchez, B. Hernández, J. Saenz, J. Maes, F. Casanoves y F. Sinclair. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16:1986-1999.
- Harvey, A. C. y J. A. González. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation* 16:2257-2292.

- Horváth, A., R. Vidal-López, y R. Sarmiento-Aguilar. 2001. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:6-26.
- Horváth, A., R. Vidal-López, O. Pérez-Macias, C. Chávez-Gloria, Y. Aguirre-Bonifaz, D. Gallegos-Castillo, M. Ramírez-Lozano, E. Sánchez-Vásquez y E. Espinoza-Medinilla. 2006. Mamíferos de los Parques Nacionales Lagunas de Montebello y Palenque Chiapas, informe final del proyecto BK047 CONABIO-ECOSUR. San Cristóbal de las Casas Chiapas. 46 p.
- Hutson, A., S. P. Mickleburgh, P. A. Racey. 2001. Global status and survey conservation action plan: Microchiropteran Bats. IUCN/SSC Chiropteran Specialist Group. Switzerland y Cambridge, UK. 258 p.
- Jiménez-Ferrer, G., R. Velasco-Pérez, G. M. Uribe y L. Soto-Pinto. 2008a. Ganadería y conocimiento local de árboles y arbustos forrajeros de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Zootecnia Tropical* 26:333-337.
- Jiménez-Ferrer, G., C. L. López, T. J. Nahed, G. S. Ochoa, G. S. y B. de Jong. 2008b. Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Veterinaria México* 39:199-213.
- Jung, K. y E. Kalko. 2010. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. *Journal of Mammalogy* 91:144-153.
- Kalko, E. 1997. Diversity in tropical bats. *In Tropical biodiversity and Systematics*, H. Ulrich (ed.). Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn. p. 13-43.
- Kalko, E. y C. O Handley Jr. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implication for conservation. *Plant Ecology* 153:319-333.

- Klingbeil, T. B. y M. R. Willg. 2009. Guild-specific response of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46:203-213.
- Kunz, H. T. y L. F. Lumsden. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. *In Ecology of bats*, T. H. Kunz y M. B. Fenton (eds.). University of Chicago Press. Illinois. p. 3-89.
- Lees, A. C. y A. C. Peres. 2007. Corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22:439-449.
- León-Cortez, J.L, L. Ruiz-Montoya y A. Morón-Ríos. 2005. La diversidad de insectos en Chiapas: génesis y estado del conocimiento. *In Diversidad Biológica en Chiapas*, Gonzáles-Espinoza, M., N. Ramírez-Marcial, L. Ruiz-Montoya (coord.). ECOSUR. pp. 163-194.
- Lorenzo, C. y M. García. 2007. Sistemática y conservación de los mamíferos de Chiapas. *In Tópicos en sistemática, ecología y conservación de mamíferos*, G. Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.). Universidad Autónoma de Hidalgo. Hidalgo. p.47-57.
- Medellín, R. A. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. *In Avances en el estudio de los mamíferos de México*, R. A. Medellín y G. Ceballos (eds.). Publicaciones Especiales Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología. México D.F. p. 333-350.
- Medellín, R. A., H. Arita y O. Sánchez. 2008. Identificación de los murciélagos de México, clave de campo. Segunda edición Instituto de Ecología, UNAM. México D.F. 78 p.
- Mena, J. L. 2010. Respuesta de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología* 17:277-284.
- Mendoza, E. y R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8:1621-1641.

- Meyer, C. F. J., J. Fründ, W. Pineda y E. Kalko. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45:381-391.
- Moreno, C. E. 2000. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis. SEA, vol 1. Zaragoza. 84 p.
- Naranjo, E. J. y E. E. Medinilla. 2001. Los mamíferos de la Reserva Ecológica Huitepec, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:58:67.
- O'Farrell, M. J. y B. M. Miller. 1999. Use of vocal signatures for the inventory of free-flying neotropical bats. *Biotropica* 31:507-516.
- Ochoa, J., M. J. O'Farrell y B. M. Miller. 2000. Contribution of acoustic methods to the study of insectivorous bat diversity in protected areas from northern Venezuela. *Acta Chiropterologica* 2:171-183.
- Ochoa-Gaona, S., F. Hernández-Vázquez, B. H. J. De Jong y D. Gurri-García. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de roza-tumba-quema: un estudio de caso en La Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81:65-80.
- Ortiz-Espejel, B. y V. M. Toledo. 1998. Tendencias en la deforestación de la Selva Lacandona: (Chiapas, México), el caso de las Cañadas. *Interciencia* 23:318-327.
- Ortiz-Ramírez, D., C. Lorenzo, E. Naranjo y L. León-Paniagua. 2006. Selección de refugios por tres especies de murciélagos frugívoros (Chiroptera: Phyllostomidae) en La Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:261-270.
- Patten, A. M., H. Gómez, B. Smith-Patten. 2010. Long-term changes in the bird community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. *Biodiversity and Conservation* 19:21-36.

- Patterson, B. D., M. R. Willig, R. y D. Stevens. 2003. Trophic strategies, niche partitioning and patterns of ecological organization. *In Ecology of bats*, T. H. Kunz y M. B. Fenton (eds.). University of Chicago Press. Illinois. p. 536-579.
- Quesada, M., K. E. Stoner, J. A. Lobo, Y. Herrarías-Diego, C. Palacios-Guevara, M.A. Munguía-Rosas, K. O-Salazar y V. Rosas-Guerrero. 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated Bombacaceous trees. *Biotropica* 36:131-138.
- Rogers, D., M. C. Belk, M. González y B. Coleman. 2006. Patterns of habitat use by bats along riparian corridor in northern Utah. *The Southwestern Naturalist* 51:51-58.
- Rydell, J., H. Arita, M. Santos y J. Granados. 2002. Acoustic identification of insectivorous bats (Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology* 257:27-36.
- Rzedowsky J. 2006 *Vegetación de México*. 1^{ra} edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504. p.
- Sampaio, E. M., E. Kalko, E. Bernard, B. Rodríguez-Herrera y O. Handley Jr. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:17-31.
- Schnitzler, H. U. y E. Kalko. 1998. How echolocating bats search and find food. *In Bats Biology and Conservation*, T. H. Kunz y P. A. Racey (eds.). Washington, Smithsonian Institution Press. Illinois. p. 183-196.
- Schulze, D. M., N. E. Saevy y D. Whitecre. 2000. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32:174-184.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental, Especies nativas de

- México de flora y fauna silvestre, Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre del 2010. 78 p.
- Speakman J. R. y D. W. Thomas. 2003. Physiological ecology and energetics of bats. *In* Bats Biology and Conservation, T. H. Kunz y P. A. Racey (eds.). Washington: Smithsonian Institution Press. Illinois. p. 430-490.
- Steven, R. D. y M. R. Willig. 2000 Density compensation in New World bat communities. *Oikos* 98:367-377.
- Torres-Flores J. y R. López-Wilchis. 2010. Condiciones microclimáticas, hábitos de percha y especies asociadas a los refugios de *Natalus stramineus* en México. *Acta Zoológica Mexicana* 26:191-213.
- Verboom, B. y H. Huitema. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12:117-125.
- Williams J.A., M. O'Farrell y B. R. Riddle. 2006. Habitat use by bats in a riparian corridor of the Mojave Desert southern Nevada. *Journal of Mammalogy* 87:1145-1153.

Cuadro 1. Grupos funcionales en los que se asocian las especies de murciélagos de Palenque, según Kalko (1997), Schnitzer y Kalko (1998), Sampaio et al 2003 y Giannini y Kalko (2004). IAA, insectívoros aéreos que vuelan y cazan en espacios abiertos; IAV, insectívoros aéreos que vuelan y cazan entre la vegetación; IAS, insectívoros aéreos que vuelan y cazan cerca de sustrato; IS, insectívoros cazadores sobre el sustrato; C, carnívoros, P, piscívoros; H, hematófagos; FD, frugívoros que vuelan en el dosel; FS, frugívoros que vuelan en el sotobosque; FG, frugívoros generalistas; N/P, nectarívoros polinívoros; O, omnívoros.

Hábitat de forrajeo	Modo forrajeo	Dieta	Grupo Funcional
Espacios abiertos	Aéreo	Insectívoros	IAA
Entre vegetación	Aéreo	Insectívoros	IAV
Cerca a sustrato	Aéreo	Insectívoros	IAS
Sobre sustrato	Sustrato	Insectívoro	IS
Espacios cerrados	Sustrato	Carnívoros	C
Espacios abiertos/cerrado	Sustrato	Piscívoros	P
Espacios abierto/cerrado	Sustrato	Hematófagos	H
Entre dosel	Sustrato	Frugívoros	FD
Entre sotobosque	Sustrato	Frugívoros	FS
Dosel y sotobosque	General	Frugívoros	FG
Espacios cerrados	Sustrato	Nectarívoros/polinívoros	N/P
Espacios cerrados	Sustrato	Omnívoros	O

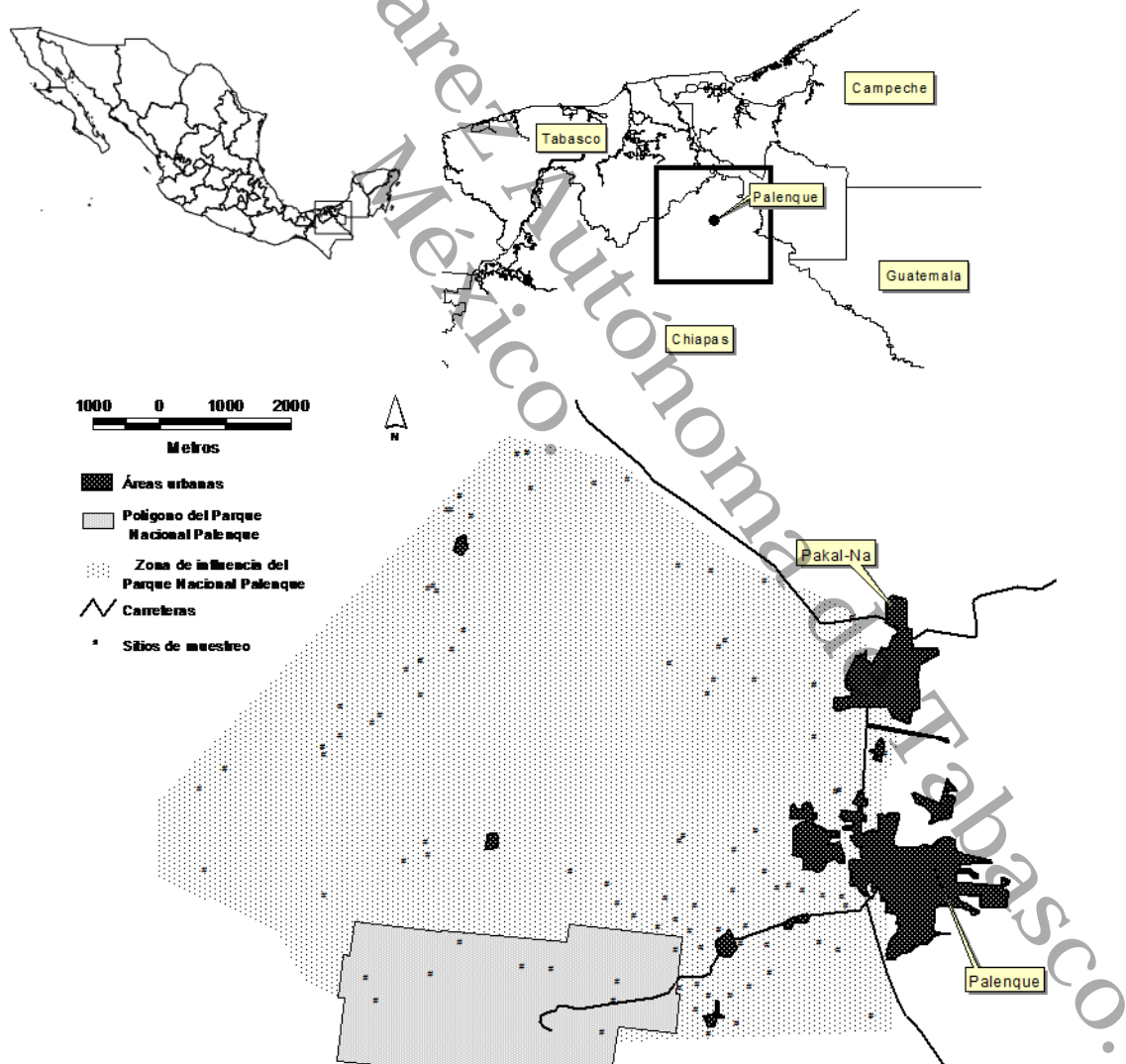
Cuadro 2. Listado taxonómico de los murciélagos de Palenque. Columna 2006 indica las especies en un trabajo previo (Horváth *et al.*, 2006). Columna 2010, corresponde a las especies reportadas en este trabajo. Los grupos funcionales son: IAA, insectívoros aéreos que vuelan y cazan en espacios abiertos; IAV, insectívoros aéreos que vuelan y cazan entre la vegetación; IAS, insectívoros aéreos que vuelan y cazan cerca de sustrato; IS, insectívoros cazadores sobre el sustrato; C, carnívoros, P, piscívoros; H, hematófagos; FD, frugívoros que vuelan en el dosel; FS, frugívoros que vuelan en el sotobosque; FG, frugívoros generalistas; N/P, nectarívoros polinívoros; O, omnívoros.

La columna RFr, indica la clase a que corresponde cada especie en función a su respuesta a la fragmentación del hábitat (Galindo-González, 2004; Estrada-Villegas *et al.*, 2010), A, especies hábitat-dependientes; B, especies vulnerables; y C, especies adaptables. La columna EPC, indica las especies con prioridad de conservación, tomadas de la UICN (a), y la NOM-SEMARNAT-2010 (b), las especies marcadas con * corresponden a especies endémicas de México.

FAMILIA	ESPECIE	2006	2010	GREMIO	RFr	EPC
Emballoniridae	<i>Rhynchonycteris naso</i>	x	x	IAS	A	b
	<i>Saccopteryx bilineata</i>	x	x	IAS	A	
	<i>Balantiopteryx io</i>	x	x	IAA	A	a
	<i>Balantiopteryx plicata</i>	x	x	IAA	B	
	<i>Peropteryx macrotis</i>	x		IAS	-	
	<i>Peropteryx klapperi</i>	x		IAS	-	b
Noctilionidae	<i>Noctilio leporinus</i>		x	P	A	
Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i>	x	x	IAS	B	
	<i>Pteronotus davyi</i>	x	x	IAS	B	
	<i>Pteronotus parnellii</i>	x	x	IAV	B	
	<i>Pteronotus personatus</i>	x	x	IAS	B	
Phyllostomidae	<i>Glyphonycteris sylvestris</i>	x	x	IS	A	a
	<i>Lampronnycteris brachyotis</i>	x		IS	-	b
	<i>Micronycteris microtis</i>		x	IS	A	
	<i>Micronycteris schmidtorum</i>		x	IS	A	b
	<i>Desmodus rotundus</i>	x	x	H	C	
	<i>Diphylla ecaudata</i>		x	H	C	
	<i>Chrotopterus auritus</i>	x		C	-	b
	<i>Mimon crenulatum</i>		x	IS	A	b
	<i>Phyllostomus discolor</i>	x	x	O	B	
	<i>Lophostoma brasiliense</i>	x	x	IS	B	b
	<i>Choeroniscus godmani</i>	x	x	N/P	B	a
	<i>Glossophaga commissarisi</i>		x	N/P	B	
	<i>Glossophaga leachii</i>	x	x	N/P	B	
	<i>Glossophaga morenoi</i>	x	x	N/P	C	a*
	<i>Glossophaga soricina</i>	x	x	N/P	C	
	<i>Artibeus jamaicensis</i>	x	x	FD	C	
	<i>Artibeus lituratus</i>	x	x	FD	C	
	<i>Carollia perspicillata</i>	x	x	FS	C	
	<i>Carollia subrufa</i>		x	FS	B	
	<i>Carollia sowelli</i>	x	x	FS	B	
	<i>Centurio senex</i>	x	x	FS	B	
	<i>Chiroderma salvini</i>		x	FD	B	
	<i>Chiroderma villosum</i>	x	x	FD	B	
<i>Dermanura azteca</i>	x		FG	-		
<i>Dermanura phaeotis</i>	x	x	FG	B		
<i>Dermanura tolteca</i>		x	FG	B		
<i>Dermanura watsoni</i>	x	x	FG	B	b	
<i>Platyrrhinus helleri</i>	x	x	FG	B		

	<i>Sturnira lilium</i>	x	x	FS	C	
	<i>Sturnira ludovici</i>	x	x	FS	C	
	<i>Uroderma bilobatum</i>	x	x	FS	C	
	<i>Vampyressa thoyne</i>	x	x	FD	C	
	<i>Vampyrodes caraccioli</i>	x	x	FD	C	
Natalidae	<i>Natalus stramineus</i>		x	IAV	A	
Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i>	x	x	IAS	A	
	<i>Myotis californicus</i>		x	IAS	B	
	<i>Myotis elegans</i>		x	IAS	B	
	<i>Myotis fortidens</i>		x	IAS	B	a
	<i>Myotis keaysi</i>	x	x	IAS	B	
	<i>Myotis nigricans</i>	x	x	IAS	B	
	<i>Pipistrellus subflavus</i>	x		IAS	-	
	<i>Rhogeessa parvula</i>		x	IAS	B	a*
	<i>Rhogeessa tumida</i>		x	IAS	B	
Molossidae	<i>Cynomops mexicanus</i>	x	x	IAA	C	b
	<i>Molossus molossus</i>	x	x	IAA	C	
	<i>Molossus rufus</i>	x	x	IAA	C	
	<i>Molossus sinaloae</i>		x	IAA	C	

Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio en Palenque, Chiapas. La zona de estudio abarcó el Parque Nacional Palenque caracterizado por bosque tropical perennifolio continuo, y su zona de influencia (de uno a 14 km del Parque) con mayor impacto humano. Los 130 sitios de muestro se ubicaron en corredores riparios, cercas vivas, fragmentos aislados de vegetación, pastizales inducidos y dentro del continuo de vegetación.



Capítulo

DOS

Bat assemblage responses to different landscape elements in Palenque Chiapas Mexico.

Avila-Torresagatón, Luis Gerardo, Hidalgo-Mihart, Mircea Gabriel, Gómez-Pérez, Ma. Dolores, and Robles-Hernández, Nayeli.

Artículo sometido a la revista Biotrópica (diciembre 2011)



**Bat assemblage responses to different landscape elements
in Palenque Chiapas Mexico.**

Journal:	<i>Biotropica</i>
Manuscript ID:	Draft
Manuscript Type:	Paper
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Ávila-Torresagatón, Luis; Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas Hidalgo-Mihart, Mircea; Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas Gómez-Pérez, Maria; Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas Robles-Hernández, Nayeli; Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas
Keywords:	Connectivity, Riparian corridors, Linear corridors, Live fences

SCHOLARONE™
Manuscripts

1
2
3 1 **LRH.- Avila-Torresagatón et al.**
4

5
6
7 2 **RRH.- Bat assemblage in Palenque**
8

9
10 3
11

12
13 4
14

15
16
17 5
18

19
20
21 6 **Bat Assemblage Responses to Different Landscape Elements in Palenque Chiapas**
22

23 7 **Mexico.**
24

25
26
27 8 Luis Gerardo AVILA-TORRESAGATÓN¹, HIDALGO-MIHART, Mircea-Gabriel.*²,
28

29 9 GÓMEZ-PÉREZ. Maria-Dolores. AND ROBLES-HERNÁNDEZ, Nayeli
30

31
32
33 10 ¹División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco¹,
34

35 11 Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 s/n, entronque Bosques de Saloya, C.P. 86150.
36

37 12 Villahermosa, Tabasco, México.
38

39
40
41 13
42

43
44
45 14 ²Corresponding author mhidalgo@yahoo.com
46

47
48 15
49

50
51
52 16
53

54
55
56 17
57

58 18 Received ____; revision accepted ____ .
59
60

19 Abstract

20 We evaluated and compared bat species richness and trophic bat diversity between
21 Palenque landscape components. We captured bats for a single night in 129 sites along
22 different landscape elements, and we generated a cumulative species curves by the
23 rarefaction method. To determine if species richness differed between landscape elements,
24 we performed a Kruskal-Wallis ANOVA. Finally we estimated the Jaccard's Similarity
25 Coefficient using the UPGMA method to explore bat species composition in the landscape
26 elements. We captured 5,522 bats of 52 species (in 55,728 m/mist-net). Riparian corridors
27 showed the highest bat species richness followed by live fences, the Palenque main patch,
28 isolated vegetation fragments and finally by induced grasslands. ANOVA showed
29 differences among bat species richness per site among landscape elements ($H=38.51$,
30 $d.f.=4$, $P=0.001$). The Rarefaction curves showed that riparian corridors had significant
31 more species than other landscape elements, particularly for animalivorous bats, while
32 phytophagous bats appears to have no significant trend among landscape elements. The
33 dendrogram showed two clusters, one group contains only the induced grasslands ($I_j=0.27$)
34 and the other included the rest of the landscape elements. Within the second group, the
35 Palenque main patch ($I_j=0.549$) was the least similar, followed by the riparian corridor ($I_j=$
36 0.618). Live fences and the isolated fragments of vegetation are the most similar landscape
37 elements according to the bat composition. In Palenque, riparian corridors are key
38 landscape elements for the bat assemblage due to their multi-functionality. Live fences are
39 also important landscape component. Permanence of both elements is necessary to
40 guarantee the continued presence of bats and the functionality of the Palenque National

1
2
3 41 Park. We suggest the Palenque region should be considered a priority area for the study and
4
5 42 conservation of Mexican bats.
6
7

8
9 43 *Key words:* Connectivity; Linear corridors; Live fences; Riparian corridors
10

11 44 BIODIVERSITY STRUCTURE AND FUNCTIONALITY in tropical forests is rapidly
12
13 45 decreasing as a result of human activities. Habitat fragmentation and degradation (Foley *et*
14
15 46 *al.* 2005, Lindenmayer & Fischer 2006), particularly in Latin America (*e.g.* Dirzo & Raven
16
17 47 2003, Challenger & Dirzo 2009), have led to the reduction in habitat continuity, isolation
18
19 48 among fragments, gradual reduction of fragment size, and edge effects (Lindenmayer &
20
21 49 Fischer 2006, Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez 2008, Collinge 2009). Several
22
23 50 negative effects of habitat fragmentation on biodiversity have been identified at regional
24
25 51 and local scales (see McCallum & Dobson 2002, Fahrig 2003, Lindenmayer & Fischer,
26
27 52 2006; for a review). At local scale, effects such as low genetic flow, reduction of ecological
28
29 53 interactions, and eventually, local biodiversity loss, have been reported to occur due to
30
31 54 habitat fragmentation (Mendoza & Dirzo 1999, McCallum & Dobson 2002, Dirzo & Raven
32
33 55 2003, Fahrig 2003, Arriaga-Weiss *et al.* 2008).
34
35
36
37
38
39
40

41 56 In neotropical forests, a reduction of local mammal species richness and local extinctions of
42
43 57 small and medium mammals have been reported as a consequence of habitat fragmentation
44
45 58 (Dirzo & Miranda 1991, Schulze *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2002). These effects could be
46
47 59 observed mostly in those species with high habitat quality requirements or large home
48
49 60 ranges (Daily *et al.* 2003). However, some species with high tolerance to perturbation could
50
51 61 be benefited by fragmentation (Galindo-González 2004, Martínez-Morales 2005,
52
53 62 Montagnini & Jordan 2005), increasing their local abundance in fragmented forest
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 63 compared to continuous forest (Pardini 2004, Klingbeil & Willig 2009). Besides species-
4
5 64 specific requirements and life history, local species richness and abundances are also
6
7 65 modulated by the historical fragmentation process (Debinski & Holt 2000, Patten *et al.*
8
9 66 2010), and the composition of the surrounding communities (Patterson *et al.* 2003, Moreno
10
11 67 2007).

12
13
14
15 68 Local assemblages (*i.e.* community subsets of phylogenetically related species; Patterson *et*
16
17 69 *al.* 2003, Moreno 2007), have a linear relationship with spatial heterogeneity and
18
19 70 complexity, and even management of landscape elements (August 1983, Gutzwiller 2002,
20
21 71 Stevens & Tello 2011). In fragmented areas, assemblage members may occupy different
22
23 72 landscape elements according to their energetic and behavioral requirements (Collinge
24
25 73 2009), but also their mobility and dispersal capabilities (Anderson & Jenkins 2006, Hilty *et*
26
27 74 *al.* 2006). Linear Corridors in a fragmented landscape, increase the probability for
28
29 75 assemblage members to occur in the different landscape elements, reducing some of the
30
31 76 negative effects of habitat fragmentation (Anderson & Jenkins 2006, Hilty *et al.* 2006;
32
33 77 Lindenmayer & Fischer 2006). Linear corridors may link isolated vegetation fragments,
34
35 78 induced grasslands, patches of original vegetation, or plantations of different crops, all of
36
37 79 which are the most common landscape elements of neotropical forests (Danevan 1992,
38
39 80 Lambin *et al* 2003, Kauffman *et al.* 2009).

40
41
42
43
44
45
46
47 81 Bats assemblages are one of the largest components of tropical vertebrate communities
48
49 82 (Findley 1993, Kalko & Handley 2001, Rex *et al.* 2008). This group's ecological diversity,
50
51 83 makes them key elements in the tropics, because they provide ecological services such as
52
53 84 pollinators or seed dispersers (Fleming 1986, 1988; Dumont 2003, von Helvesen & Winter
54
55 85 2003). In the case of neotropical ecosystems, several studies it has been documented that
56
57
58
59
60

1
2 86
3 some bat species are declining as a result of habitat loss and degradation by human
4
5 87
6 activities (Meyer *et al.* 2010), while other species are capable to survive in highly
7
8 88
9 fragmented habitats (Schulze *et al.* 2000, Galindo-González 2004, Castro-Luna *et al.*
10
11 89
12 2007a,b; Estrada-Villegas *et al.* 2010). Due to this reason, bats have been considered as
13
14 90
15 habitat fragmentation indicators in man-modified habitats (Moreno & Halffter 2001, Pineda
16
17 91
18 *et al.* 2005, Jones *et al.* 2009).

19 92
20 In the Mexican tropics, most of the Tropical Evergreen Forest (TEF; Rzedowsky 2006), has
21
22 93
23 been degraded and drastically reduced over the last 50 years, mostly by government
24
25 94
26 policies that encouraged livestock production (Barton & Klepeis 2005, Challenger & Dirzo,
27
28 95
29 2009). In southern Mexico, during the last 20 years, the TEF of Palenque, Chiapas, was
30
31 96
32 significantly altered by human activities to a degree that today almost 75% of the natural
33
34 97
35 forest was cleared (Diaz-Gallegos 1996, Estrada *et al.* 2002). Expansion and opening of
36
37 98
38 induced grasslands for cattle grazing, is still the biggest threat for TEF in Palenque.

39 99
40 The very high levels of habitat fragmentation in present Palenque landscape may cause
41
42 100
43 negative effects on the bat assemblage (McCallum & Dobson 2002, Fahrig 2003, Meyer
44
45 101
46 2007, Klingbeil & Willig 2009). However, even though Palenque landscape is composed
47
48 102
49 by a matrix of induced grasslands, it is possible to find an extensive and complex network
50
51 103
52 of linear corridors (*i. e.* riparian corridors and live fences), that structurally connect the
53
54 104
55 isolated vegetation fragments and the main natural vegetation patch located in the Palenque
56
57 105
58 National Park (PNP). These elements have structural and functional attributes that
59
60 106
107
108 potentially allow the movement of several species among habitat patches (Anderson &
109
110 Jenkins 2006). Riparian corridors and live fences have been reported as landscape
111
112 109
113 structures commonly used by bats, thus working as potential corridors for a number of
114
115 110

1
2
3 109 species to transit between different landscape elements (Verboom & Huitena 1997, Estrada
4
5 110 & Coates-Estrada 2001, Harvey *et al.* 2006, Rogers *et al.* 2006, Williams *et al.* 2006,
6
7 111 Harvey & González 2007). Also, these elements could allow bats to find food resources or
8
9 112 roosting sites during foraging periods, or as diurnal roost sites (Grindal *et al.* 1999, Kunz &
10
11 113 Lumnsden 2003, Russo & Jones 2003).

12
13
14
15 114 Palenque's bat assemblage is integrated by 58 species (Avila-Torresagatón *et al.* in press),
16
17 115 almost 55% of Chiapas' bat fauna (Lorenzo & García 2007) and 42% of bat species
18
19 116 recognized for Mexico (Medellín *et al.* 2008). This high bat diversity, in combination with
20
21 117 Palenque landscape heterogeneity, makes this area an ideal model to assess the bat
22
23 118 assemblage in different landscape elements in terms of species richness, abundance, and
24
25 119 trophic guilds diversity.

26
27
28
29
30
31 120 The objective of this paper was: (1) to evaluate and compare bat species richness and
32
33 121 trophic bat diversity in different Palenque landscape components. Specifically we (2)
34
35 122 estimated bat species richness and trophic guild diversity within induced grassland, isolated
36
37 123 fragments of vegetation, riparian corridors, live fences, and the main natural vegetation
38
39 124 patch located in the Palenque National Park.

40 41 42 43 125 **MATERIAL AND METHODS**

44
45
46
47 126 **STUDY AREA-** Palenque is located in the state of Chiapas, Mexico (~17°30'33" N,
48
49 127 92°58'56" W). The northern portions of Palenque belong to the Mexican Gulf Coastal Plain,
50
51 128 while the center and south portion to the Sierra Chiapaneca. Elevation range from 20 to 400
52
53 129 m.a.s.l. Climate is warm and wet with a mean annual temperature of 26°C. Mean annual
54
55 130 rainfall is 2156 mm with rains occurring mostly from May to December (CEIGE 2008). In
56
57
58
59
60

1
2
3 131 Palenque, a complex net of streams and secondary rivers flow into the Tulijá, Michol,
4
5 132 Nututun and Chancal rivers, all of which feed the Usumacinta River (CEIGE 2008).
6
7
8 133
9 Tropical Evergreen Forest was the predominant vegetation in the area (Pennington &
10
11 134 Sarukhán 2005, Rzedowsky 2006), particularly in the center and southern portion, while a
12
13 135 seminatural savanna with small patches of tropical oak forests (*Quercus oleoides*) were the
14
15 136 dominant ecosystems in the northern portion (Pennington & Sarukhán 2005). More than
16
17 137 400 species of trees, shrubs, herbs, palms, ferns, epiphytes and lianas have been reported in
18
19 138 the area (Diaz-Gallegos 1996). Some dominant tree species are *Brosimum alicastrum*,
20
21 139 *Poulsenia armata*, *Ficus mexicana*, *Manilkara zapota*, *Vatairea lundellii*, *Guatteria*
22
23 140 *anomala* and *Quararibea funebris*.
24
25
26
27
28
29 141 In the last 20 years, almost 80% of original TEF of Palenque area has been deforested
30
31 142 mostly due to expansion of croplands and cattle raising (Diaz-Gallegos 1996, Estrada *et al.*
32
33 143 2002). Palenque National Park is the largest patch of TEF in the area, and is considered one
34
35 144 of the last large patches of natural vegetation in northern Chiapas. However, as of today,
36
37 145 only 600 of 1771 ha of the Palenque National Park are considered as well preserved (Diaz-
38
39 146 Gallegos 1996, Estrada *et al.* 2002). Palenque area shows a perturbation gradient, from the
40
41 147 TEF, to induced grasslands passing through secondary growth vegetation in different stages
42
43 148 of regeneration. In the Palenque area, different landscape elements such as induced
44
45 149 grassland, isolated vegetation fragments, riparian corridors, and live fences can be
46
47 150 identified.
48
49
50
51
52
53 151
54 Induced grasslands are dominated by grasses such as *Cynodon plectostachyus*, *Echinochloa*
55
56 152 *polystachya*, *Hyparrhenia rufa*, *Paspalum sp.* Arboreal structure in induced grasslands is

1
2
3 153 almost inexistent and only isolated big trees from TEF such as *Ceiba pentandra*, *Ficus sp.*
4
5 154 or *Pithecellobium sp.* were present (Diaz-Gallegos 1996, Jiménez-Ferrer *et al.* 2008a).
6
7 155 Other isolated trees usually found in induced grasslands are *Guazuma ulmifolia* or
8
9 156 *Gliricidia sepium*, which were used for cattle forage (Jiménez-Ferrer *et al.* 2008b). Induced
10
11 157 grasslands for cattle grazing are the matrix of Palenque landscape.
12
13
14
15
16 158 Isolated vegetation fragments include vegetation patches with TEF remnants and secondary
17
18 159 growth different ages. These landscape elements are located within induced grasslands or
19
20 160 are associated to streams or rivers. They are usually interconnected by live fences or
21
22 161 riparian corridors. Tree families such as Leguminosae, Rubiaceae; Cecropiaceae, Tiliaceae;
23
24 162 Solanaceae, Moraceae Euphorbiaceae, Piperaceae are typical components of these
25
26 163 landscape elements (Diaz-Gallegos 1996, Ochoa-Gaona *et al.* 2007). In this study we
27
28 164 define isolated vegetation fragments as patches of remnants vegetation with >16 m radius.
29
30
31
32
33 165 Linear corridors are noteworthy components of Palenque's landscape. Those associated
34
35 166 with vegetation alongside streams and rivers, are known as riparian corridors. While those
36
37 167 that are man-made with similar tree-linear structure along them, are known as live fences.
38
39
40
41
42 168 Riparian corridors are vegetation strips with form and width related and defined by the
43
44 169 length of rivers and streams channels. They are generally composed by 20 to 25 m high
45
46 170 arboreal species, usually remnants of the TEF such as *Ficus sp.*, *Pithecellobium arboreum*,
47
48 171 *Lonchocarpus sp.*, *Bursera simaruba*, and *Spondia sp.* Associated to these trees, it is
49
50 172 possible to find a community of herbs, shrubs and epiphytes that produce an intricate
51
52 173 vertical stratification. Occasionally *Bambusa longifolia* (a bamboo species) is present,
53
54 174 particularly within areas with low levels of perturbation. We define riparian corridors as
55
56
57
58
59
60

1
2
3 175 those landscape elements that border the streams and rivers of Palenque, and that are with
4
5 176 less than 15 m wide.
6
7
8

9 177 Live fences are used in Palenque to delimit induced grasslands and croplands. These
10
11 178 elements are straight tree lines composed by one or even two fast growing tree species such
12
13 179 as *Bursera simaruba*, *Glyricidia sepium* or *Miconia argentea*. Sporadically, isolated typical
14
15 180 components of mature forest tree such as *Ceiba pentandra* or *Ficus sp.* can be found as part
16
17 181 of live fences. The structure and composition of live fences is basically similar along all its
18
19 182 length (*i.e.* equidistant trees with the same width, height and foliage). The location of live
20
21 183 fences is dictated by the individual needs of each landowner. Live fences potentially
22
23 184 provide the opportunity for wildlife to move between fragmented patches within the
24
25 185 landscape (Anderson & Jenkins 2006).
26
27
28
29
30

31 186 This study was conducted an area of approximately 70 Km² which we divided in two zones,
32
33 187 we defined as Palenque main patch, and Palenque influence zone (Fig. 1). Palenque main
34
35 188 patch included the PNP and the areas covered predominantly by TEF that surround it.
36
37 189 Palenque influence zone; was located 1 to 14 km from the northern edge of the Palenque
38
39 190 main patch to the Ejido San Mateo. The southern mountainous region of Palenque was
40
41 191 excluded from the study due to social conflicts in the area.
42
43
44
45
46

47 192 The Palenque main patch included the Mayan archeological site of Palenque, and some
48
49 193 private lands, that are associated to touristic activities. This area presents a lower level of
50
51 194 anthropization than the Palenque influence zone. In contrast it is common to find elements
52
53 195 such as extensive induced grasslands, isolated vegetation fragments, riparian corridors and
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 196 live fences in the Palenque influence zone. All these elements are highly influenced by
4
5 197 extensive livestock activities (Pennington & Sarukhán 2005).
6
7
8

9 198 *SITE SELECTION AND BAT CAPTURES*-From February 2008 to May 2010 we captured
10
11 199 bats in 129 sites distributed in the different landscape elements that occur in Palenque (44
12
13 200 sites in live fences, 43 in riparian corridors, 16 in the Palenque main patch, 14 in isolated
14
15 201 vegetation fragments, and 12 in induced grasslands). Originally, capture sites were
16
17 202 randomly selected from a series of aerial photographs (1:40,000, INEGI 2008), and
18
19 203 separated by a minimum distance of 500 m. However, final site selection depended from
20
21 204 permission to access private farms and common lands.
22
23
24

25
26
27 205 Each one of the 129 sites was sampled for a single night during six hours, using mist-nets
28
29 206 with different lengths (3, 6 or/and 12 m), until we had a standard sample effort of 432
30
31 207 m/mist-net night (*e.g.*, 6 mist-nets of 12 m active during six hours). We located the mist-
32
33 208 nets inside the understory, on vegetation borders, across streams, or over still water, trying
34
35 209 to cover the flight and foraging area of bats. Mist-nets were opened before sunset. Bat
36
37 210 captures was carried out around new moon phase. Seasonality of Palenque area was not a
38
39 211 considered in this work.
40
41
42

43
44 212 Each captured bat was held in cloth bags that were cleaned after every use. Bats were
45
46 213 identified to species level using a Mexican bat field key (Medellín *et al.* 2008). During bat
47
48 214 capture and manipulation, we followed the criteria proposed by Gannon *et al.* (2007) Each
49
50 215 bat was temporally marked with nail polish in the thumbnail to identify recaptures during
51
52 216 the same night. After identification, all captured bats were released in the capture site.
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 217 We obtained the total sample bat richness (S) of the Palenque area, and the total Shannon-
4
5 218 Wiener Diversity Index (H'). We obtained the total number of captured species from each
6
7 219 landscape element (hereafter called species richness per landscape element) as well as the
8
9 220 number of captured bats per species per landscape element. We also calculated the
10
11 221 Shannon-Wiener Diversity Index for every landscape element (hereafter called Shannon
12
13 222 Wiener per landscape element; Moreno 2001). Additionally, we obtained the total number
14
15 223 of species per site (hereafter called species richness per site).
16
17
18
19

20
21 224 BAT ENSEMBLE ASSIGNATION- Following Patterson *et al.* (2003), captured bat
22
23 225 species were classified in two ensembles based on their trophic guild. Animalivorous bats
24
25 226 use animal protein as their primary food resource and phytophagous bats acquire their main
26
27 227 food from a vegetable source. Bat trophic guilds with low capture rates and/or when trophic
28
29 228 guild was represented by less than three species, (*i.e.* fish eaters vertebrate eaters,
30
31 229 omnivorous or blood eaters), were excluded for our statistical analysis. We obtained the
32
33 230 total bat richness per trophic guild of the Palenque area and from every landscape element
34
35 231 (hereafter called trophic guild species richness per landscape element).
36
37
38
39

40
41 232 DATA ANALYSIS- For comparison of bat species richness and ensembles between
42
43 233 landscape elements, we used bat species richness per site, and bat trophic guilds among
44
45 234 landscape elements to generate a cumulative species curve using the rarefaction method.
46
47 235 This method, allowed is used to compare bat species richness and trophic guilds ensembles
48
49 236 between different landscape elements, when dissimilar sampling efforts per landscape
50
51 237 element occur (Moreno 2001).
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 238 To determine if the species richness was different between the landscape elements, we
4
5 239 performed a Kruskal-Wallis ANOVA Ranks test (Zar 1996) using the species richness per
6
7
8 240 site as response variables and the landscape element as a factor (Moreno 2001, Magurran
9
10 241 2004). We performed a non-parametric analysis, because species richness was not normally
11
12
13 242 distributed.

14
15
16 243 We explored the similarity of the bat species composition among Palenque landscape
17
18 244 elements, using the presence-absence of species in each landscape element, to create a
19
20 245 dendrogram (Similarity Jaccard's Coefficient I_j , with the Unweighted Pair Group Method
21
22 246 with Arithmetic Mean, UPGMA clustering; Sneath & Sokal 1973), in MVSP software
23
24 247 version 3.2 (Kovach Computing Services 2010). To avoid the influence of different
25
26 248 sampling efforts among landscape elements on the dendrogram, we standardized the number
27
28 249 of sites used to construct the dendrogram as the number of sites sampled in induced
29
30
31
32 250 grasslands (12 sample sites) through randomization sampling sites in the other landscape
33
34 251 elements used to construct it.

35 36 37 38 252 **RESULTS**

39
40
41 253 We captured 5,522 bats of 52 species in 129 nights (55,728 m/mist-net; Table 1). Riparian
42
43 254 corridors were the landscape element with highest bat species richness ($S=48$, $H'=2.86$),
44
45 255 followed by live fences ($S=38$, $H'=2.59$), the Palenque main patch ($S=25$, $H'=2.59$),
46
47 256 isolated vegetation fragments ($S=30$, $H'=2.48$) and finally, induced grasslands ($S=11$, $H'=$
48
49 257 2.05). The Kruskal-Wallis ANOVA on ranks showed significant differences among bat
50
51 258 species richness per site among landscape elements ($H=38.51$, d.f.= 4, $P=0.001$).

1
2
3 259 When we compared the landscape elements with the rarefaction method (12 sample nights
4
5 260 per landscape element), riparian corridors had the highest number of species ($S=37$),
6
7
8 261 followed by the isolated vegetation fragments ($S=28$), live fences ($S=27$), Palenque main
9
10 262 patch ($S=23$), and induced grasslands ($S=12$; Fig. 2). It is also possible to observe that at 16
11
12 263 sampling sites (the maximum number of sampled sites in the Palenque main patch), the
13
14
15 264 riparian corridors had significantly more species than the other landscape elements,
16
17 265 followed by the isolated fragments of vegetation and live fences, and finally the Palenque
18
19 266 main patch. With the last possible comparison (43 sampling sites), riparian corridors
20
21 267 continued to have more species than live fences.

22
23
24
25 268 *Bat species composition among landscape elements.* Our dendrogram (constructed from 12
26
27 269 sampling sites of induced grassland and 12 randomly sampling sites selected in live fences,
28
29 270 riparian corridors, isolated fragments of vegetation and the Palenque main patch), showed
30
31 271 that landscape elements according Jaccard coefficient of similarity, was grouping in two
32
33 272 clusters (Fig. 3). One group contains only the induced grasslands ($I_j= 0.27$) and the other
34
35 273 included the rest of the landscape elements. Within the second group, the Palenque main
36
37 274 patch ($I_j= 0.549$) was the least similar, followed by the riparian corridor ($I_j= 0.618$). The
38
39 275 minor cluster was formed by live fences and the isolated fragments of vegetation, which are
40
41 276 the most similar landscape elements according to the bat composition.

42
43
44
45
46
47 277 *Bat trophic guild diversity.* Animalivorous bats species richness ($S=27$) was higher than
48
49 278 phytovorous bats ($S=22$; Table 1). Comparison of rarefaction curves by trophic guild in the
50
51 279 landscape elements, showed a different trend in species richness for animalivorous bats: in
52
53 280 riparian corridors had the highest ($S=26$), followed by live fences ($S=17$), isolated
54
55 281 vegetation fragments ($S=10$), Palenque main patch ($S=9$) and induced grasslands ($S=3$; Fig.

1
2
3 282 3). In contrast, phytofagous bats were richer in riparian corridors (S=20), followed by live
4
5 283 fences and isolated vegetation fragments (S=19 each one), Palenque main patch (S=15) and
6
7 284 induced grassland (S=8). At the same level of sample effort, we observe that riparian
8
9 285 corridors and live fences harbor highest bat richness species than others landscape elements
10
11 286 (Fig. 5). *Noctilio leporinus*, *Desmodus rotundus*, *Diphylla ecaudata* and *Phyllostomus*
12
13 287 *discolor* were excluded from this analysis because they are poorly occurrence within the
14
15 288 Palenque assemblage.
16
17
18
19
20

21 289 **DISCUSSION**

22
23
24 290 *Bat assemblage*. We found differences in bat species richness among the landscape
25
26 291 elements studied in Palenque. Riparian corridors, had the highest species richness (48 bat
27
28 292 species in 43 sample nights, 82% of the bat species known in Palenque), six bat species
29
30 293 occurring exclusively in riparian corridors. Additionally, riparian corridors harbor at least
31
32 294 11 of 15 species listed by Mexican laws (SEMARNAT 2010) and international instances
33
34 295 (Hutson *et al.* 2001) in some protection status. It is relevant to notice that Palenque main
35
36 296 patch had lowest bat species richness (S=23) than riparian corridors (S=38), isolated
37
38 297 fragments of vegetation (S=29) and live fences (S=28), when were compared at equal
39
40 298 sample effort (12 nights).
41
42
43
44
45

46
47 299 Our observations contrast with data from locations where bat species richness is high in
48
49 300 riparian corridors, but does not exceed the bat species richness observed in areas with low
50
51 301 human impact (Aguirre 2002, Moreno 2007). Also, our observations differ with results
52
53 302 reported in other neotropical localities, where higher bat species richness were observed in
54
55 303 sites with low levels of human disturbance, advanced successional stages, and low isolation
56
57
58
59
60

1
2
3 304 (Medellin *et al.* 2000, Aguirre 2002, Montiel *et al.* 2006, Vargas-Contreras *et al.* 2008,
4
5 305 Avila-Cabadilla *et al.* 2009). Typically, species richer sites are considered as the bat species
6
7
8 306 source for the rest of the landscape components. Our data suggest that the Palenque main
9
10 307 patch is not the richest landscape element, harboring less than the 40% of the Palenque bat
11
12 308 assemblage. This observation probably indicates that an important part of the bat
13
14
15 309 assemblage is located outside the Palenque main patch, and is complimented with riparian
16
17 310 corridors, isolated vegetation fragments and live fences, showing the importance of these
18
19 311 elements for bat conservation.

20
21
22
23 312 The high bat species richness we recorded in areas under evident human influence, (riparian
24
25 313 corridors, isolated fragments of vegetation and live fences), compared with a theoretically
26
27 314 undisturbed area (Palenque main patch), could be explained by the Intermediate
28
29 315 Disturbance Theory (IDT; Connell 1978). The IDT, proposed that areas where moderated
30
31 316 disturbances (*e.g.* riparian corridors or isolated vegetation fragments in Palenque), usually
32
33 317 result in highest levels of species richness compared with the original system (Palenque
34
35 318 main patch) or with severely modified environments (induced grasslands), mostly derived
36
37 319 from the availability of a variety of different microenvironments (Townsend *et al.* 1997,
38
39 320 Macip-Ríos & Muñoz-Alonso 2008).

40
41
42
43
44
45 321 Bat species composition between riparian corridors and Palenque main patch showed lower
46
47 322 similarity, even these elements had similar structural complexity (*i.e.* number of trees,
48
49 323 shrub and tree canopy cover within Palenque main patch and riparian corridors; Robles
50
51 324 2010), while species composition in live fences and isolated vegetation fragments was a
52
53 325 more similar to species bat composition in riparian corridors, despite differences in
54
55 326 structural complexity. Finally, bat species composition in the induced grasslands, was less
56
57
58
59
60

1
2
3 327 similarity than the rest of the landscape of Palenque. Bat species composition similar
4
5 328 between riparian corridors and isolated vegetation fragments, could be a result of the
6
7
8 329 comparable vertical structure used by bats in both landscape elements (Kalko 1998,
9
10 330 Gonçalves da Silva *et al.* 2008).

11
12
13
14 331 Clearly, riparian corridors are key elements for the bat assemblage of Palenque, within the
15
16 332 highly fragmented landscape, possibly due to the high structural complexity. Such
17
18
19 333 complexity could influence the composition of bat assemblages by increasing resources
20
21 334 (*i.e.* feeding, resting and roosting sites; Bradshaw 1996), potentially exploited by bats.
22
23 335 Resource availability could also favor site fidelity for several species, especially to feeding
24
25 336 and roosting areas (Kunz & Lumsden 2003), allowing them to maintain or improve fitness
26
27 337 through social partnerships (Dechmann *et al.* 2005), reducing predation risk (Fenton 1989,
28
29 338 Russo *et al.* 2007) and obtaining food with lower energetic cost (Arita & Fenton 1997,
30
31 339 Neuweiler 2000).

32
33
34
35
36 340 An alternative hypothesis that could explain the high bat species richness in riparian
37
38 341 corridors *versus* the lower richness observed in the Palenque main patch, could be a result
39
40 342 of the large availability of flight area, in the Palenque main patch *versus* the restricted area
41
42 343 inside the riparian corridors. Additionally, the Palenque heterogeneous landscape may
43
44 344 provide to bats contrasting environments in each one landscape element, from the
45
46 345 structurally complex riparian corridors or the Palenque main patch, to the simplified ones as
47
48 346 the induced grasslands (Robles 2010). It is known that landscape complexity and
49
50 347 heterogeneity can generate a number of resources such as food, roosts or mates (Bradshaw
51
52 348 1996, Altringham 1999). Due these, our bat capture capability may increases as a result of
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 349 the concentration of bats along these vegetation trails or tunnels inside the riparian
4
5 350 corridors.
6
7

8
9 351 *Bat ensemble*. A large portion of the Palenque bat ensemble belongs to animalivory guild
10
11 352 with 29 species (our analysis exclude three species), while the phytophagous guild was
12
13 353 represented by 22 species, 17 fruit eating bats and five species that use nectar and pollen as
14
15 354 food source.
16
17

18
19
20 355 Our data showed a different path between trophic guilds among landscape elements, when
21
22 356 were compared them with similar (12 nights by landscape element) and dissimilar sample
23
24 357 efforts. Clearly, animalivorous bats tend to dominate the riparian corridors bat diversity.
25
26
27 358 We recorded 20 animalivorous bat species in this landscape element (standardized to 12
28
29 359 sampling nights), two times more species than those recorded in other landscape element of
30
31 360 Palenque. Apparently there are no differences in the number of animal eating bats species
32
33 361 among the other Palenque landscape elements (bat species richness ranged between 9 to 11
34
35 362 bat species in 12 samples nights), except the induced grasslands, the landscape), where just
36
37 363 two species were estimated for 12 sampling nights.
38
39
40

41
42 364 These conspicuous differences could be related to structural complexity and wide
43
44 365 availability of resources, potentially found by bats within the riparian corridors. Twenty
45
46 366 two of the animal eating bats in Palenque use insects as a main food resource (insects are
47
48 367 potentially more abundant within the riparian habitats; Altringham 1996). It has been
49
50 368 documented that insectivorous bats and birds apparently prefer aquatic environments due to
51
52 369 a higher availability of insects compared with the others landscape elements (Altringham
53
54 370 1996, Whitaker *et al.* 2000).
55
56
57
58
59
60

1
2
3 371 Additionally, riparian corridors offer a variety of roosting areas for insectivorous bat
4
5 372 species, such as tree boles near to streams (particularly to *Rhynchonycteris naso* and
6
7 373 *Saccopteryx bilineata*), holes in trees and bamboo (to Vespertilionidae bats), which are
8
9 374 some of the roosting sites observed in the riparian corridors of Palenque. Based on our
10
11 375 observations, we suggest that insectivorous bats use riparian corridors simultaneously as
12
13 376 resting and roosting areas, as well as foraging and transit areas. On several occasions, in
14
15 377 riparian corridors, we captured species such as *Myotis nigricans*, *M. elegans*, *R. naso*, *S.*
16
17 378 *bilineata* at the beginning of the night. While captures of other insectivorous species such
18
19 379 as *Balantiopteryx plicata*, *M. nigricans*, *M. kaesy*, *Pteronotus parnellii* or *Mormoops*
20
21 380 *megalophylla* in live fences or in Palenque main patch, occurred later in the night. It is
22
23 381 possible that live fences are used mostly as transit and foraging sites during the foraging
24
25 382 periods, contrasting with riparian corridors that appear to be roosting sites. Preference for
26
27 383 aquatic habitats by bats has been reported previously (Altringham 1996, Whitaker *et al.*
28
29 384 2000, Galindo-González & Sosa 2003, MacSwiney *et al.* 2009). Induced grasslands showed
30
31 385 the lowest diversity of animalivorous bats. However, many of bat species that use these
32
33 386 environments like molossid bats are hardly captured in mist-nets. Probably the use of
34
35 387 acoustic detection may increase the animalivorous assemble (insectivorous bats) within
36
37 388 induced grassland.

38 389 The phytophagous bats guild appears to have no significant trends among landscape
39
40 390 elements when compared at equal sample effort. Although the Palenque main patch
41
42 391 remains as the poorer landscape element for this guild (S=14) among riparian corridors
43
44 392 (S=18), isolated fragments of vegetation (S=18), and live fences (S=17. Induced grasslands
45
46 393 prevail as the poorest landscape element (S=8) for phytophagous bats. However the
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 394 difference among phytophagous bat species richness by landscape element is not as evident
4
5
6 395 as occurs with animalivorous bats.
7
8

9 396 Food resources for phytophagous bats are widely distributed along the Palenque landscape
10
11 397 (riparian corridors, isolated fragments of vegetation and the Palenque main patch) and
12
13 398 could explain the similarity among landscape elements. Along the fragmented landscape of
14
15 399 Palenque, it is common to observe plant species belonging to families used as food
16
17 400 resources by several bat species such as Moraceae, Solanaceae, Cecropiaceae, Piperaceae,
18
19 401 Bombacaceae, Convolvulaceae, Sapotaceae, Boraginaceae (Sánchez-Casas & Alvarez
20
21 402 2000, Olea-Wagner *et al.* 2007; Gonçalves da Silva *et al.* 2008). This contrast with the food
22
23 403 resources used by insectivorous bats which tend to be mostly associated to aquatic
24
25 404 environments such as riparian corridors.
26
27
28
29

30
31 405 *Importance of Palenque landscape elements for the bat assemblage conservation.* Riparian
32
33 406 corridors are key landscape elements for the Palenque bat assemblage due to their multi-
34
35 407 functionality. Therefore, ensuring riparian corridors persistence is essential to maintain the
36
37 408 local bat fauna spatial and temporally. Riparian corridors confront a number of disturbance
38
39 409 pressures that threaten them and could be causes of cascade effects on bat assemblages. At
40
41 410 a local scale, ranch owners often clear trees adjacent to streams to increase the cattle access
42
43 411 to water. Due to the loss of trees, and the segmentation of riparian corridor continuity, part
44
45 412 of the structure and complexity may disappear. Also, this process may cause the drying of
46
47 413 streams, as we saw in the influence zone of the Palenque main patch. Moreover, some real-
48
49 414 estate developments near the Palenque National Park, offer lots alongside streams (these
50
51 415 sites are very similar to riparian corridors without big trees), and the possibility to “live
52
53 416 with flora and fauna” (as they promoted). Additionally, the wrong planning of tourist
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 417 development, in a short and medium time period could be a serious threat to the
4
5 418 permanence and multi-functionality of the riparian corridors closer to the Palenque
6
7
8 419 National Park.
9

10
11 420 The live fences in Palenque are also an important component of the landscape. With the
12
13 421 riparian corridors, live fences delimit and link the isolated vegetation fragments and the
14
15 422 Palenque main patch. Therefore, encouraging the use of live fences within the induced
16
17 423 grasslands, and avoiding the use of wooden or concrete (which requires significant
18
19 424 economic spending) post, could guarantee the functionality of the PNP as a protected area.
20
21 425 Structural enrichment of live fences that let break the equidistance, similar width
22
23 426 characteristic of the live fences (tree lines structures), could improve the low structural
24
25 427 complexity typical of live fences. The use of multiple species of trees, shrubs, and maintain
26
27 428 large trees, typical of the TEF if possible, could ensure the continuous multi-functionality
28
29 429 of this landscape element, and guarantee the continued presence of bats along them.
30
31
32
33
34
35

36 430 Finally, at regional scale, the bat assemblage of Palenque shows similarities with the bat
37
38 431 assemblage from the Selva Lacandona (Medellín 1993, 1994; López *et al.* 1998 Medellín *et*
39
40 432 *al.* 2000, Escobedo-Morales *et al.* 2005), a region that is considered priority for the
41
42 433 conservation of bats in Central America (Arita & Ortega 1998). Bat species richness and
43
44 434 bat assemblage composition documented in this paper, the potential isolation of TEF in
45
46 435 Palenque (northern portion of the Selva Lacandon; Medellín *et al.* 1992, Patten *et al.* 2010)
47
48 436 and the continued fragmentation in the area, lead us to suggest that the Palenque region,
49
50 437 should to be considered a priority area for the study and conservation of Mexican bats.
51
52
53
54

55
56 438 **ACKNOWLEDGMENTS**
57
58
59
60

1
2
3 439 Bat captures were made under federal permit SGPA/DGVS/05491/09 SEMARNAT. We
4
5 440 are grateful to Ejidatarios and ranch owners for allowing us access to their lands. We also
6
7
8 441 thank INAH-Palenque and CONANP-Palenque for the facilities to work in the PNP; from
9
10 442 Los Aluxes eco-park thanks to S. González-Blanco, M. Lazcano and M. Silva. For the
11
12 443 important support at the field work thank to volunteers Díaz-Caballero, J. and Salvador A.
13
14 444 and the DACBiol-UJAT students Álvarez, O., Castro, A., Contreras, F., Cruz, J., Cruz, P.,
15
16 445 Escolástico, D., Fócil, G., García, M., García, R., Hernández, C., Hernández, R., Higareda,
17
18 446 O., Jiménez, V, López, L. Valera, V. We thank a lot to reviewers who improved this
19
20
21 447 document. The first author received a scholarship grant No. 227875 from CONACyT to
22
23 448 study a Masters in Environmental Sciences (DACBiol-UJAT).
24
25
26
27
28
29
30
31
32 449
33
34
35 450
36
37 451
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

452 LITERATURE CITED

- 453 AGUIRRE, F. L. 2002. Structure of a neotropical savanna bat community. *J. Mammal.* 83:
454 775-784.
- 455 ALTRINGHAM, D. J. 1996. *Bats: biology and behaviour.* University of Oxford Press. U.S.
- 456 ANDERSON, B. A. AND JENKINS, N. C. 2006. *Applying nature's design: corridors as a*
457 *strategy for biodiversity conservation.* Columbia University Press.

- 1
2
3 458 ARITA, T. H. AND FENTON, M. B. 1997. Flight and echolocation in ecology and evolution
4
5 459 of bats. *Tree* 12: 53-58.
6
7
8
9 460 ARITA, T. H. AND ORTEGA, J. 1998. The middle american bat fauna: conservation in the
10
11 461 neotropical-nearctic border. *In* *Bats Biology and Conservation*. (T. KUNZ AND P.
12
13 462 RACEY, eds). Washington: Smithsonian Institution Press. pp. 295-308.
14
15
16
17 463 ARRIAGA-WEISS, S. L., CALMÉ, S. AND KAMPICHLER, C. 2008. Bird communities in
18
19 464 rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico.
20
21 465 *Biodiversity Conserv.* 17: 173-190.
22
23
24
25 466 AUGUST, V. P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring
26
27 467 tropical mammal communities. *Ecology* 64: 1495-1507.
28
29
30
31 468 AVILA-CABADILLA, L. D., STONER, E. K., HENRY I. M., YOLOTL, M. AND ALVAREZ, A.
32
33 469 M. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in
34
35 470 different successional stages of a tropical dry forest. *For. Ecol. Manage.* 258: 986-
36
37 471 996.
38
39
40
41
42 472 BARTON, B. D. AND KLEPEIS P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions
43
44 473 for sustainability in southeastern Mexico, 1900-2000. *Environ. Hist.* 11: 195-223.
45
46
47
48 474 BENÍTEZ-MALVIDO J. AND ARROYO-RODRÍGUEZ V. 2008. Habitat fragmentation, edge
49
50 475 effects and biological corridors in tropical ecosystems. *In* *Encyclopedia of Life*
51
52 476 *Support Systems (EOLSS)*. DEL CLARO K., OLIVEIRA P.S, RICO-GRAY, V.,
53
54 477 RAMIREZ A., ALMEIDA, A. A, BONET, A, SCARANO, F. R., CONSOLI, F. L.,
55
56 478 MORALES, F. J, NAOKI, J., COSTELLO, J. A., SAMPAIO, M. V., QUESADA, M.,
57
58
59
60

- 1
2
3 479 MORRIS, M.R., PALACIOS, M., RAMIREZ, N., MARCAL, O., FERRAZ, R. H,
4
5 480 MARQUIS, R. J, PARENTONI, R., RODRIGUEZ, S. C, LUTTGE, U. (eds.).
6
7
8 481 International Commision on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO,
9
10 482 Eolss Publishers, Oxford ,UK.
11
12
13
14 483 BRADSHAW, P.A. 1996. The physical nature of vertical forest habitat and its importance
15
16 484 in shaping bat species assemblages. *In* Bats and Forests Symposium, October 19–
17
18 485 21, 1995, Victoria, British Columbia, Canada, R.M.R. BARCLAY & R.M.
19
20
21 486 BRIGHAM (eds). pp. 199-212. Working Paper 23/1996. Research Branch, British
22
23 487 Columbia Ministry of Forests, Victoria, Canada.
24
25
26
27 488 CASTRO-LUNA, A. A., SOSA, J. V. AND CASTILLO-CAMPOS G. 2007a. Bat diversity and
28
29 489 abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest
30
31 490 mosaic in south-eastern Mexico. *Anim. Conserv.* 10: 219-228.
32
33
34
35 491 CASTRO-LUNA, A. A., SOSA, J. V. AND CASTILLO-CAMPOS G. 2007b. Quantifying
36
37 492 phyllostomid bats at different taxonomic levels as an ecological indicators in a
38
39 493 disturbed tropical forest. *Acta. Chirop.* 9: 219-228.
40
41
42
43 494 CHALLENGER, A. AND DIRZO. R. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad.
44
45 495 *In* Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de
46
47 496 cambio. pp. 37-73 CONABIO, México.
48
49
50
51 497 COLLINGE, S. K. 2009. Ecology of Fragmented Landscapes. The Johns Hopkins
52
53 498 University Press.
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 499 Comité Estatal de Información Geográfica y Estadística (CEIGE). 2008.
4
5 500 <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx>; última consulta, 11.II. 2010.
6
7
8
9 501 CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-
10
11 502 1310.
12
13
14 503 DAILY, C. G., CEBALLOS, G., PACHECO, J., SUZÁN, G. AND SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A.
15
16 504 2003. Conservation opportunities in agricultural landscape of Costa Rica. *Conserv.*
17
18 505 *Biol.* 17: 1814-1826.
19
20
21
22 506 DANEVAN, W. M. 1992. Stone vs metal axes: the ambiguity of shifting cultivation in
23
24 507 prehistoric Amazonia. *J. Steward Anthropol. Soc.* 20: 153-65.
25
26
27
28 508 DEBINSKI, M. D. AND HOLT, D. R. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation
29
30 509 experiments. *Conserv. Biol.* 14: 342-355.
31
32
33
34 510 DIAZ-GALLEGOS, J.R. 1996. Estructura y vegetación florística del Parque Nacional Zona
35
36 511 Arqueológica de Palenque, Chiapas. Pregrade Dissertación. División Académica
37
38 512 de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.
39
40
41
42 513 DIRZO, R. AND MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the
43
44 514 forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary
45
46 515 defaunation. *In Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and*
47
48 516 *temperate regions.* P.W. PRICE, T.M. LEWINSOHN, G.W. FERNANDES Y W.W.
49
50 517 BENSON (Eds.). pp: 273-287. Wiley and Sons Pub. New York.
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 518 DIRZO, R. AND RAVEN, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev.*
4
5 519 *Environ. Resour.* 28: 137–167.
6
7
8
9 520 DUMONT, R. E. 2003. Bats and fruits: an ecomorphological approach. *In Ecology of bats,*
10
11 521 T. H. KUNZ Y B. M. FENTON (eds.). pp398-329. University of Chicago Press.
12
13 522 Illinois.
14
15
16
17 523 ESCOBEDO-MORALES, L. A., LEÓN-PANIAGUA, L., ARROYO-CABRALES, J. AND
18
19 524 POLANCO, J. O. 2005. Diversidad y abundancia de los mamíferos de Yaxchilán,
20
21 525 Municipio de Ocosingo, Chiapas. *In Contribuciones Mastozoológicas en homenaje*
22
23 526 a Bernardo Villa, SÁNCHEZ-CORDERO, V. AND MEDELLÍN, A. R. (eds.), pp. 283-
24
25 527 298. Instituto de Biología UNAM, CONABIO. México DF.
26
27
28
29
30 528 ESTRADA A., MENDOZA, A., CASTELLANOS, L., PACHECO, R., VAN BELLE, Y. AND
31
32 529 MUÑOZ, D. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a
33
34 530 fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *Am. J. Primatol.* 58: 44-55.
35
36
37
38
39 531 ESTRADA, A. AND COATES-ESTRADA, R. 2001. Bat species richness in live fences and in
40
41 532 corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24:
42
43 533 92-102.
44
45
46
47 534 ESTRADA-VILLEGAS, S., MEYER, C. F. J AND KALKO, E. 2010. Effects of tropical forest
48
49 535 fragmentation on aerial insectivorous bats in land-bridge island system. *Biol.*
50
51 536 *Conserv.* 143: 597-608.
52
53
54
55 537 FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol.*
56
57 538 *Syst.* 34: 487–515.
58
59
60

- 1
2
3 539 FENTON, M. B. 1989. The foraging behavior and ecology of animal-eating bats. *Can. J.*
4
5 540 *Zool.* 68: 411-422.
6
7
8
9 541 FINDLEY, J. S. 1993. *Bats a community perspective.* Cambridge University Press.
10
11
12 542 FLEMING, H. T. 1986. The structure of neotropical bat communities: a preliminary
13
14 543 analysis. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 59:135-150.
15
16
17
18 544 FLEMING, H. T. 1988. *The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions.*
19
20 545 University Chicago Press.
21
22
23
24 546 FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R.,
25
26 547 CHAPIN, S. F., COE, M. T., DAILY G. C., GIBBS, H. K., HELKOWSKI, J. H.,
27
28 548 HOLLOWAY, T., HOWARD E. A., KUCHARIK, C. J., MONFREDA, C., PATZ, J. A.,
29
30 549 PRINTICE, C., RAMANKUTTY, N. AND SNYDER P. K. 2005. Global consequences
31
32 550 of land use. *Science* 309: 570-574.
33
34
35
36
37 551 GALINDO-GONZÁLEZ, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los
38
39 552 Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta*
40
41 553 *Zool. Mex.* 20: 293-243.
42
43
44
45
46 554 GALINDO-GONZÁLEZ, J. AND SOSA, J. V. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and
47
48 555 riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical
49
50 556 landscape. *Southwest Nat.* 48: 579-589.
51
52
53
54 557 GANNON, W. L., SILKES, S. R. AND THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE
55
56 558 AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS. 2007. Guidelines of the American
57
58
59
60

- 1
2
3 559 Society of Mammalogists for the use of wild animals in research. *J. Mammal.* 88:
4
5 809-823.
6 560
7
8
9 561 GONÇALVES DA SILVA, GAONA A.O., AND MEDELLÍN, A. R. 2008. Diet and trophic
10
11 562 structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon Forest, México. *J.*
12
13 563 *Mammal.* 89: 43-49.
14
15
16
17 564 GRINDAL, S. D., MORISSTTE, J.L. AND BRIGHAM, R. M. 1999. Concentration of bat
18
19 565 activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Can. J. Zool.* 77:972-977.
20
21
22
23 566 GUTZWILLER, J. K. 2002 *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation.*
24
25 Springer1st edition.
26 567
27
28
29 568 HARVEY, A. C. AND GONZÁLEZ, J. A. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich
30
31 569 but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity Conserv.* 16:
32
33 570 2257-2292.
34
35
36
37 571 HARVEY, A. C., MEDINA, A., MERLO, D., VÍLCHEZ, S., HERNÁNDEZ, B. SAENZ, J.,
38
39 572 MAES, J., CASANOVES, F. AND SINCLAIR, F. 2006. Patterns of animal diversity in
40
41 573 different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.* 16: 1986-1999.
42
43
44
45 574 HILTY, J. A., LINDICKER W. Z. JR. AND MERENLENDER A. M. 2006. *Corridor Ecology:*
46
47 575 *The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation.*
48
49 576 *Island Press.*
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 577 HUTSON, A., MICKLEBURGH, S. P., RACEY, P. A. (compilers; eds.) 2001. Global status
4
5 578 and survey conservation action plan: Microchiropteran Bats. IUCN/SSC
6
7
8 579 Chiropteran Specialist Group. Switzerland and Cambridge, UK.
9
10
11 580 JIMÉNEZ-FERRER, G., VELASCO-PÉREZ R., URIBE G. M. AND SOTO-PINTO, L. 2008a.
12
13 581 Ganadería y conocimiento local de árboles y arbustos forrajeros de la selva
14
15 582 Lacandona, Chiapas, México. Zootecnia Tropical 26: 333-337.
16
17
18
19 583 JIMÉNEZ-FERRER, G., LÓPEZ, C. L., NAHED, T. J., OCHOA, G. S, AND DE JONG, B. H. J.
20
21 584 2008b. Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México.
22
23 585 Vet. Mex. 39: 199-213.
24
25
26
27
28 586 JONES, G., JACOBS, D.S., KUNZ, T.H., WILLING, M.R. AND RACEY P. A. 2009. Carpe
29
30 587 noctem: the importance of bats as bioindicators. Endanger. Species Res. 8: 93-115.
31
32
33
34 588 KALKO, E. 1998. Organization and diversity of tropical bat communities through space
35
36 589 and time. Zoology 101: 281-297.
37
38
39
40 590 KALKO, E. AND HANDLEY JR, O. C. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity,
41
42 591 community structure, and implication for conservation. Plant Ecol. 153: 319-333.
43
44
45
46 592 KAUFFMAN, J. B., HUGHES, R. F. AND HEIDER, C. 2009. Dynamics of C and nutrient
47
48 593 pools associated with land conversion and abandonment in neotropical landscapes.
49
50 594 Ecol. Appl. 19: 1211-1222.
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 595 KLINGBEIL, T. B. AND WILLG, R. M. 2009. Guild-specific response of bats to landscape
4
5 596 composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *J. Appl. Ecol.*
6
7
8 597 46:203-213.
9
10
11 598 KUNZ, H. T. LUMSDEN L. F. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. *In*
12
13 Ecology of bats, T. H. KUNZ Y M. B. FENTON (eds.), p. 3-89. University of
14 599
15 Chicago Press. Illinois.
16 600
17
18
19 601 LAMBIN, F. E., GEIST, J. H. AND LEPERS, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover
20
21 602 changes in Tropical Regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205-41.
22
23
24
25 603 LAURANCE, F. W., FERREIRA, V. L., RANKIN-DE MERONA, M. J., LAURANCE, G. S.,
26
27 HUTCHINGS, W. R. AND LOVEJOY, E. T. 2000. Effects of forest fragmentation on
28 604
29 recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conserv. Biol.* 12: 460-464.
30 605
31
32
33
34 606 LINDENMAYER, D. B. AND FISCHER, J. 2006. Habitat fragmentation and landscape
35
36 607 change. Island Press. Washington D.C.
37
38
39
40 608 LÓPEZ, M. C., MEDELLÍN, A. R. Y YANES, G. 1998. *Vampyrum spectrum* en Chiapas,
41
42 609 México. *Rev. Mex. Mastozool.* 3: 135-136.
43
44
45
46 610 LORENZO, C. AND GARCÍA, M. 2007. Sistemática y conservación de los mamíferos de
47
48 611 Chiapas. *In* Tópicos en sistemática, ecología y conservación de mamíferos, G.
49
50 612 Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.), p.47-57. Universidad Autónoma de
51
52 613 Hidalgo. Hidalgo. Mexico.
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 614 MACSWINEY, M. C., BOLIVAR, C. B., CLARKE, M. F. AND RACEY, A. P. 2009.
4
5 615 Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Acta*
6
7
8 616 *Chiropt.* 11: 139-147.
9
10
11 617 MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
12
13
14 618 UK.
15
16
17 619 MARTÍNEZ-MORALES, M.A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect
18
19
20 620 sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos*. 108: 634-
21
22 621 642.
23
24
25 622 MCCALLUM, H. AND DOBSON, A. 2000. Disease, habitat fragmentation and conservation.
26
27
28 623 *Proc. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.* 269: 2041–2049.
29
30
31 624 MEDELLÍN, A. R. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el
32
33
34 625 trópico húmedo mexicano. *In Avances en el estudio de los mamíferos de México*,
35
36 626 R. A. MEDELLÍN AND G. CEBALLOS (eds.) p. 333-350. *Publicaciones Especiales*
37
38 627 Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología. México D.F.
39
40
41
42 628 MEDELLÍN, A. R. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona,
43
44
45 629 Chiapas, Mexico. *Conserv. Biol.* 8: 788-799.
46
47
48 630 MEDELLÍN, R. A., EQUIHUA M. AND AMIN. A, M. 2000. Bat diversity and abundance of
49
50 631 disturbance in neotropical rainforests. *Conserv. Biol.* 14: 1666-1675.
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 632 MEDELLÍN, R. A., ARITA T. H. AND SÁNCHEZ, H. O. 2008. Identificación de los
4
5 633 murciélagos de México, clave de campo. Segunda edición Instituto de Ecología,
6
7
8 634 UNAM. México D.F.
9
10
11 635 MEDELLÍN, R., O. SÁNCHEZ AND G. URBANO. 1992. Ubicación zoogeográfica de la Selva
12
13 636 Lacandona, Chiapas, a través de su fauna de quirópteros. *In* Reserva de la Biosfera
14
15 637 de los Montes Azules, Selva Lacandona: investigación para su conservación, M.
16
17 638 A. VÁSQUEZ-SÁNCHEZ Y M. A. RAMOS (eds.), p 233-251. Centro de Estudios
18
19 639 para la Conservación de los Recursos Naturales, A. C., Publ. Esp. Ecosfera. San
20
21 640 Cristóbal, Chiapas, México.
22
23
24
25
26
27 641 MENDOZA, E. AND DIRZO, R. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico):
28
29 642 evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity*
30
31 643 *Conserv.* 8: 1621-1641.
32
33
34
35 644 MEYER, C. F. J., AGUIAR, L. M. S., AGUIRRE, L. F., BAUMGARTEN, J., CLARKE, F. M.,
36
37 645 COSSON, J. F., ESTRADA-VILLEGAS, S., FAHR, J., FARIA, D., FUREY, N., HENRY,
38
39 646 M., HODGKISON, R., JENKINS, R. K. B., JUNG, K. G., KINGSTON, T., KUNZ, T.
40
41 647 H., MACSWINEY G., M. C., MOYA, I., PATTERSON, B. D., PONS, J. M., RACEY,
42
43 648 P. A., REX, K., SAMPAIO, E. M., SOLARI, S., STONER, K. E., VOIGT, C. C., VON
44
45 649 STADEN, D., WEISE, C. D., AND ELISABETH K. V. KALKO. 2010. Long-term
46
47 650 monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the
48
49 651 statistical power to detect population change. *Biol. Conserv.* 143: 2797-2807.
50
51
52
53
54
55 652 MEYER, C. J. F. 2007. Effects of rainforest fragmentation on neotropical bats. Land-bridge
56
57 653 isaland as a model system. PhD. Dissertation. Ulm University. Germany.
58
59
60

- 1
2
3 654 MONTAGNINI, F. AND JORDAN, C. F. 2005. Tropical Forest Ecology. The Basis for
4
5 655 Conservation and Management. Springer-Verlag, Berlin-New York.
6
7
8
9 656 MONTIEL, S., ESTRADA, A. AND LEÓN, P. 2006. Bat assemblages in a naturally
10
11 657 fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: species richness,
12
13 658 diversity and spatio-temporal dynamics. *J. Trop. Ecol.* 22: 267-276.
14
15
16
17 659 MORENO, C. 2007. Diversidad de especies a escala de paisaje: un ejemplo con ensambles
18
19 660 de murciélagos neotropicales. *In* Tópicos en sistemática, ecología y conservación
20
21 661 de mamíferos, G. Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.), pp. 81-96.
22
23 662 Universidad Autónoma de Hidalgo. Hidalgo, México.
24
25
26
27
28 663 MORENO, C. E. AND HALFFTER, G. 2001. Spatial and temporal analysis of the alpha, beta
29
30 664 and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity Conserv.*
31
32 665 10: 367-382.
33
34
35
36 666 MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis.
37
38 667 SEA, vol 1. Zaragoza, Spain.
39
40
41
42 668 NEUWEILER, G. 2000. The biology of bats. Oxford University Press. N.Y.
43
44
45
46 669 OCHOA-GAONA, S., HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, F., DE JONG B. H. J. AND GURRI-GARCÍA,
47
48 670 D. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del
49
50 671 sistema agrícola de roza-tumba-quema: un estudio de caso en La Selva Lacandona,
51
52 672 Chiapas, México. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 81: 65-80.
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 673 PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest
4
5 674 landscape. *Biodiversity Conserv.* 13: 2567–2586.
6
7
8
9 675 PATTEN, A. M., GÓMEZ, H. AND SMITH-PATTEN, B. 2010. Long-term changes in the bird
10
11 676 community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. *Biodiversity*
12
13 677 *Conserv.* 19: 21-36.
14
15
16
17 678 PATTERSON, B. D., WILLIG, M. R. AND STEVENS, D. 2003. Trophic strategies, niche
18
19 679 partitioning and patterns of ecological organization. *In Ecology of bats*, T. H.
20
21 680 Kunz y M. B. Fenton (eds.), p. 536-579. University of Chicago Press. Illinois.
22
23
24
25 681 PENNINGTON, D. T. AND SARUKHÁN, J. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para
26
27 682 identificación de las principales especies. 3rd Edition. UNAM, FCE, México.
28
29
30
31 683 PINEDA, E., MORENO, C., ESCOBAR, F. AND HALFFTER, G. 2005. Frog, bat, and dung
32
33 684 beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz,
34
35 685 Mexico. *Conserv. Biol.* 19: 400-410. .
36
37
38
39 686 REX, K., KELM, H. D., WEISNER, K., KUNZ H. T. 2008. Species richness and structure of
40
41 687 three Neotropical bat assemblages. *Biol. J. Linn. Soc.* 94: 617–629.
42
43
44
45 688 ROBLES, N. 2010. Estructura y complejidad de vegetación en relación con la riqueza y
46
47 689 abundancia de murciélagos en un paisaje fragmentado de Palenque, Chiapas.
48
49 690 Pregrade Dissertación. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad
50
51 691 Juárez Autónoma de Tabasco, México.
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 692 ROGERS, D., BELK, M. C., GONZÁLEZ, M. AND COLEMAN, B. 2006. Patterns of habitat
4
5 693 use by bats along riparian corridor in northern Utah. Southwest. Nat. 51: 51-58.
6
7
8
9 694 RUSSO, D. AND JONES, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area
10
11 695 determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography 26: 197-
12
13 696 209.
14
15
16
17 697 RUSSO, D., CISTRONES, L. AND JONES, G. 2007. Emergence time in forest bats: the
18
19 698 influence of canopy closure. Acta Oecol. 31: 119-126.
20
21
22
23 699 RZEDOWSKY J. 2006. Vegetación de México. 1^{ra} edición digital, Comisión Nacional para
24
25 700 el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
26
27
28
29 701 SÁNCHEZ-CASAS, N. AND ALVAREZ, T. 2000. Palinofagia de los murciélagos del genero
30
31 702 Glossophaga (Mammalia: Chiroptera) en México. Acta Zool. Mex. 81: 23-62.
32
33
34
35 703 SCHULZE, D. M., SAEVY, N. E. AND WHITECRE, D. 2000. A Comparison of the
36
37 704 phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest
38
39 705 fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Peten, Guatemala. Biotropica 32:
40
41 706 174-184.
42
43
44
45
46 707 SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2010.
47
48 708 Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies
49
50 709 nativas de flora y fauna de México, categorías de riesgo y especificaciones para su
51
52 710 inclusión, exclusión o cambio y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la
53
54 711 Federación, 30 de diciembre del 2010.
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3 712 SNEATH, P. H. A. AND SOKAL, R. R. 1973. Numerical taxonomy. W. H. Freeman and
4
5 713 Company, San Francisco.
6
7
8
9 714 STEVENS, D. R. AND TELLO, N. S. 2011. Diversity begets diversity: relative roles of
10
11 715 structural and resource. *J. Mammal.* 92: 387–395.
12
13
14
15 716 TOWNSEND, R. C., SCARSBROOK, R. M. AND DOLÉDEC, S. 1997. The intermediate
16
17 717 disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnol. Oceanogr.*
18
19 718 42: 938-949.
20
21
22
23 719 VARGAS-CONTRERAS, J. A., ESCALONA-SEGURA G., CÚ-VIZCARRA, J. D., ARROYO-
24
25 720 CABRALES, J. AND MEDELLÍN, A. R. 2008. Estructura y diversidad de los
26
27 721 ensambles de murciélagos en el centro y sur de Campeche, México. *In Avances en*
28
29 722 *el estudio de los mamíferos de México*, vol. II, Publicaciones especiales, C.
30
31 723 LORENZO, E. ESPINOZA Y J. ORTEGA (eds.), p. 551-577. Asociación Mexicana de
32
33 724 Mastozoología, México, D.F.
34
35
36
37
38
39 725 VERBOOM, B. AND HUITEMA, H. 1997. The importance of linear landscape elements for
40
41 726 the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*.
42
43 727 *Landsc. Ecol.* 12: 117-125.
44
45
46
47 728 VON HELVERSEN O. AND WINTER, Y. 2003. Glossophagine bats and their flowers: costs
48
49 729 and benefits for plants and pollinators. *In Bats Biology and Conservation*. T.
50
51 730 KUNZ AND P. RACEY (eds.). pp 346-397. Washington: Smithsonian Institution
52
53 731 Press.
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 732 WHITAKER, M. D., CARROLL, L. A. AND MONTEVECCHI, A. W. 2000. Elevated numbers
4
5 733 of flying insects and insectivorous birds in riparian buffer strips. Can. J. Zool. 78:
6
7
8 734 740-747.

9
10
11 735 WILLIAMS, J.A., O'FARRELL, M. AND RIDDLE, B. R. 2006. Habitat use by bats in a
12
13
14 736 riparian corridor of the Mojave Desert in southern Nevada. J. Mammal. 87: 1145-
15
16 737 1153.

17
18
19
20 738 ZAR, J. H. 1996. Biostatistical Analysis. 3rd edn. London: Prentice-Hall.

21
22
23 739
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

740

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
For Peer Review in México.

741 TABLE 1. *Bat species captured and guild assignation (A= animalivorous, P=Phytophagous; Patterson et al. 2003), the Bat Species*
 742 *Priority to Conservation (BSPC) are enlisted by Mexican environmental laws (a; SEMARNART, 2010) and by the IUCN Chiroptera*
 743 *specialist group (b; Hutson et al. 2001). Species with an asterisk are endemic to Mexico.*

Bats species		Palenque landscape components					BSPC
		Riparian Corridors	Live Fences	Palenque Main Patch	Isolated Fragments of Vegetation	Induced Grassland	
Emballoniridae	<i>Rhynchonycteris naso</i> ^A	*		*	*		a
	<i>Saccopteryx bilineata</i> ^A	*	*	*	*		
	<i>Balantiopteryx io</i> ^A	*			*		b
Noctilionidae	<i>Balantiopteryx plicata</i> ^A	*	*				
	<i>Noctilio leporinus</i> ^A	*					
Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i> ^A	*	*		*		
	<i>Pteronotus davyi</i> ^A	*	*		*		
	<i>Pteronotus parnellii</i> ^A	*	*	*	*		
Phyllostomidae	<i>Pteronotus personatus</i> ^A	*	*				
	<i>Glyphonycteris sylvestris</i> ^A	*					b
	<i>Micronycteris microtis</i> ^A	*	*	*	*		
	<i>Micronycteris schmidtorum</i> ^A	*	*	*	*		a
	<i>Desmodus rotundus</i> ^A	*	*	*	*	*	
	<i>Diphylla ecaudata</i> ^A	*	*	*	*		
	<i>Mimon crenulatum</i> ^A	*		*			a
	<i>Phyllostomus discolor</i>	*	*	*	*		
	<i>Lophostoma brasiliense</i> ^A	*	*	*	*	*	a
	<i>Choeroniscus godman</i> ^P	*	*	*	*	*	b
	<i>Glossophaga commissarisi</i> ^P	*	*	*	*	*	
	<i>Glossophaga leachii</i> ^P	*	*	*	*	*	
	<i>Glossophaga morenoi</i> ^P	*					b*
	<i>Glossophaga soricina</i> ^P	*	*	*	*	*	
	<i>Artibeus jamaicensis</i> ^P	*	*	*	*	*	
<i>Artibeus lituratus</i> ^P	*	*	*	*	*		
<i>Artibeus phaeotis</i> ^P	*	*	*	*	*		
<i>Artibeus tolteca</i> ^P	*	*	*	*	*		
<i>Artibeus watsoni</i> ^P	*	*	*	*	*	a	
<i>Carollia perspicillata</i> ^P	*	*	*	*	*		
<i>Carollia sowelli</i> ^P	*	*	*	*	*		
<i>Carollia subrufa</i> ^P		*		*	*		

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49

	<i>Centurio senex</i> ^P			*		
	<i>Chiroderma salvini</i> ^P	*	*	*	*	
	<i>Chiroderma villosum</i> ^P	*	*		*	
	<i>Platyrrhinus helleri</i>	*	*	*	*	*
	<i>Sturnira lilium</i> ^P	*	*	*	*	*
	<i>Sturnira ludovici</i> ^P	*	*	*	*	*
	<i>Uroderma bilobatum</i> ^P	*	*	*	*	
	<i>Vampyressa thyrone</i> ^P	*	*	*	*	
	<i>Vampyrodes caraccioli</i> ^P	*			*	
Natalidae	<i>Natalus stramineus</i> ^A	*				
Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i> ^A	*	*	*		
	<i>Myotis californicus</i> ^A	*	*			
	<i>Myotis elegans</i> ^A	*	*			
	<i>Myotis fortidens</i> ^A	*	*			
	<i>Myotis keaysi</i> ^A	*	*		*	b
	<i>Myotis nigricans</i> ^A	*	*			
	<i>Rhogeessa parvula</i> ^A	*	*			b*
	<i>Rhogeessa tumida</i> ^A	*	*	*		
Molossidae	<i>Cynomops mexicanus</i> ^A	*	*		*	
	<i>Molossus molossus</i> ^A	*				
	<i>Molossus rufus</i> ^A	*	*			*
	<i>Molossus sinaloae</i> ^A	*				*
	Nights sampled	43	44	16	14	12
	Bat species richness by landscape element (H' = 2.77)	S=48, H'=2.86	S=38, H'=2.59	S=25, H'=2.5	S=30, H'=2.48	S=12, H'=2.05
	Bats captured by landscape element	1963	1656	772	771	60
	Averages bat per night	45.651	37.636	48.250	55.071	5.0
	Exclusives bat species by landscape element	6	1	1	0	0

744

745

746

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
For Peer Review Only

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49

1
2
3 747 FIGURE 1. Location of the study area and bats sampling sites in the Palenque main patch
4
5 748 and the influence zone, Northern Chiapas, Mexico.
6
7

8
9 749 FIGURE 2. Rarefaction curves of bat species richness among Palenque landscape elements
10
11 750 at 12 sampling nights (a) and 16 sampling nights (b). Riparian corridors and live fences are
12
13 751 compared at 43 sampling nights (c). Riparian corridors show significantly more species
14
15 752 than the other landscape elements.
16
17

18
19 753 FIGURE 3. Cluster analysis based on Jaccard coefficient of similarity (I_j) shows two main
20
21 754 groups. The induced grasslands as a single landscape element ($I_j= 0.27$), and a second one
22
23 755 formed by two subsets, Palenque main patch ($I_j= 0.549$), and live fences / isolated
24
25 756 fragments of vegetation ($I_j= 0.618$ as a node).
26
27

28
29 757 FIGURE 4. Animal-eating bat rarefaction curves among Palenque landscape elements at
30
31 758 12 sampling nights (a) and 16 sampling nights (b). Riparian corridors and live fences may
32
33 759 be compared at 43 sampling nights (c). Riparian corridors show significantly more species
34
35 760 than the other landscape elements.
36
37

38
39 761 FIGURE 5. Plants-eating bat rarefaction curves among Palenque landscape elements at 12
40
41 762 sampling nights (a) and 16 sampling nights (b). Riparian corridors and live fences may be
42
43 763 compared at 43 sampling nights (c). The phytophagous bat guild appears to have no
44
45 764 significant preference among landscape elements at **a** and **b** points.
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

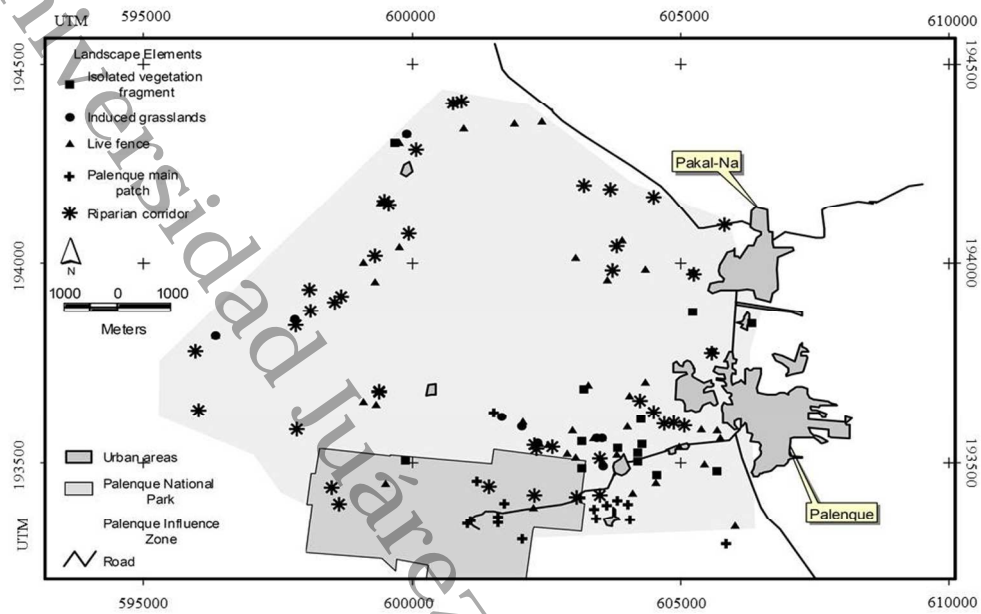
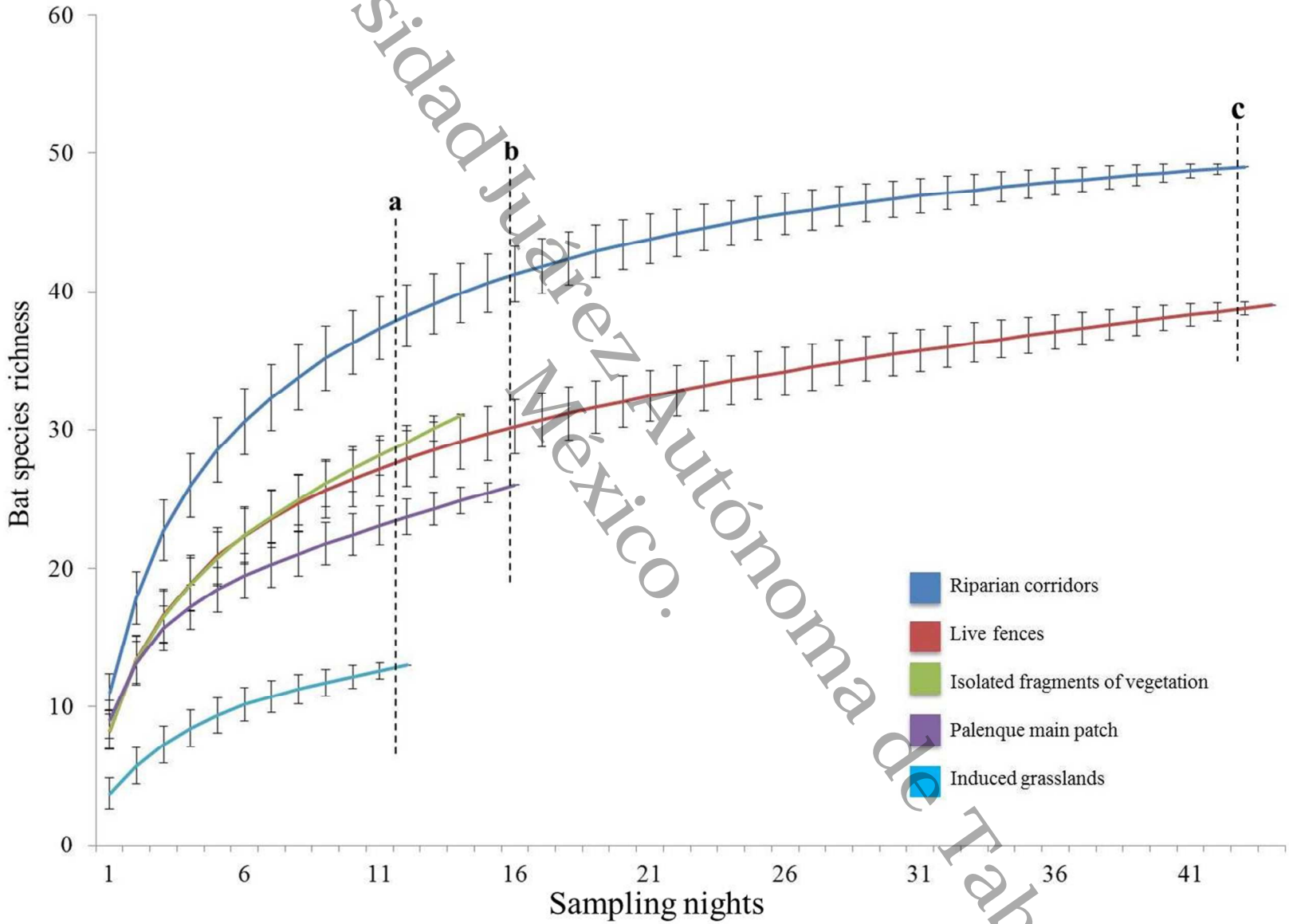


FIGURE 1. Location of the study area and bats sampling sites in the Palenque main patch and the influence zone, Northern Chiapas, Mexico.
183x114mm (150 x 150 DPI)

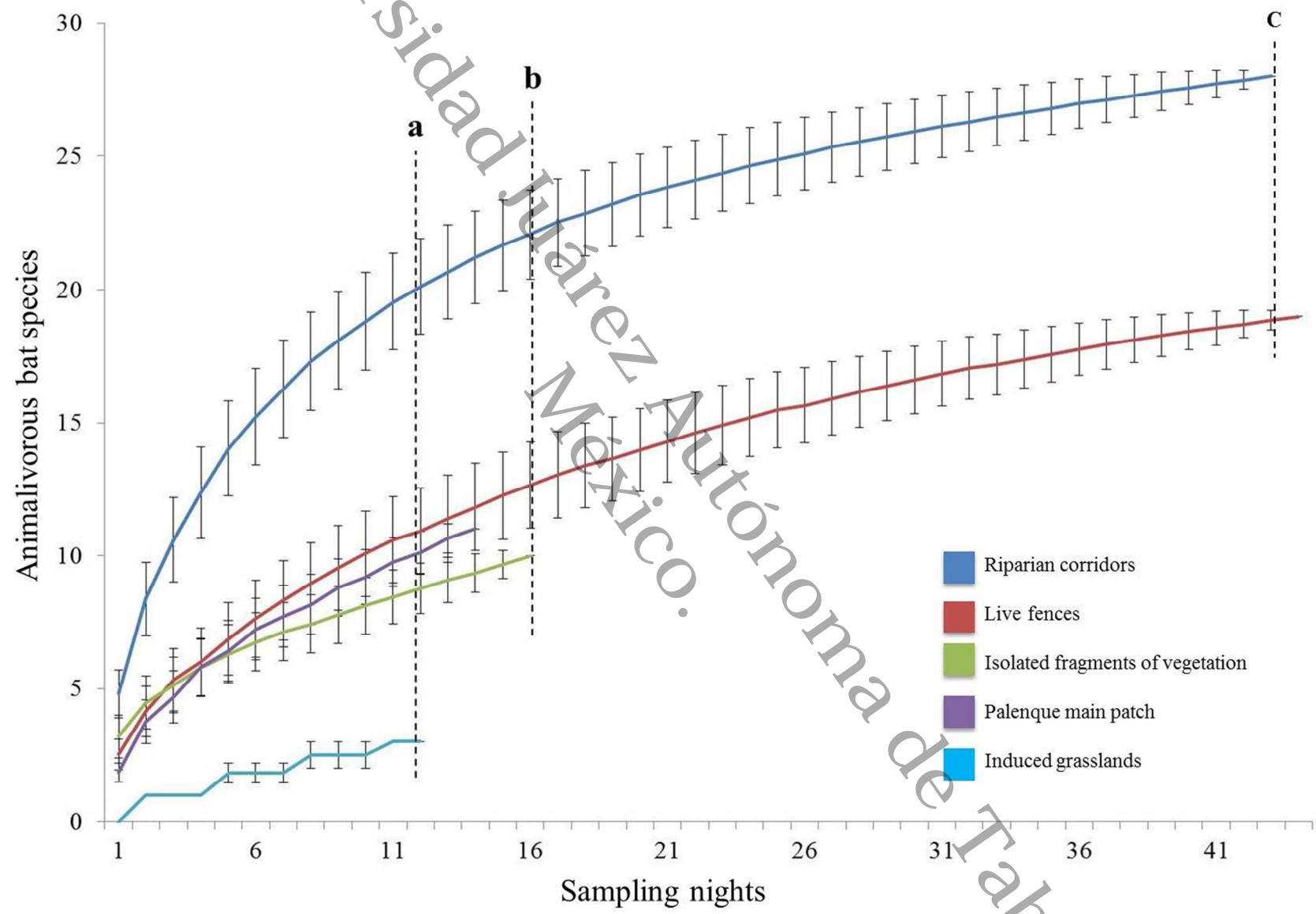


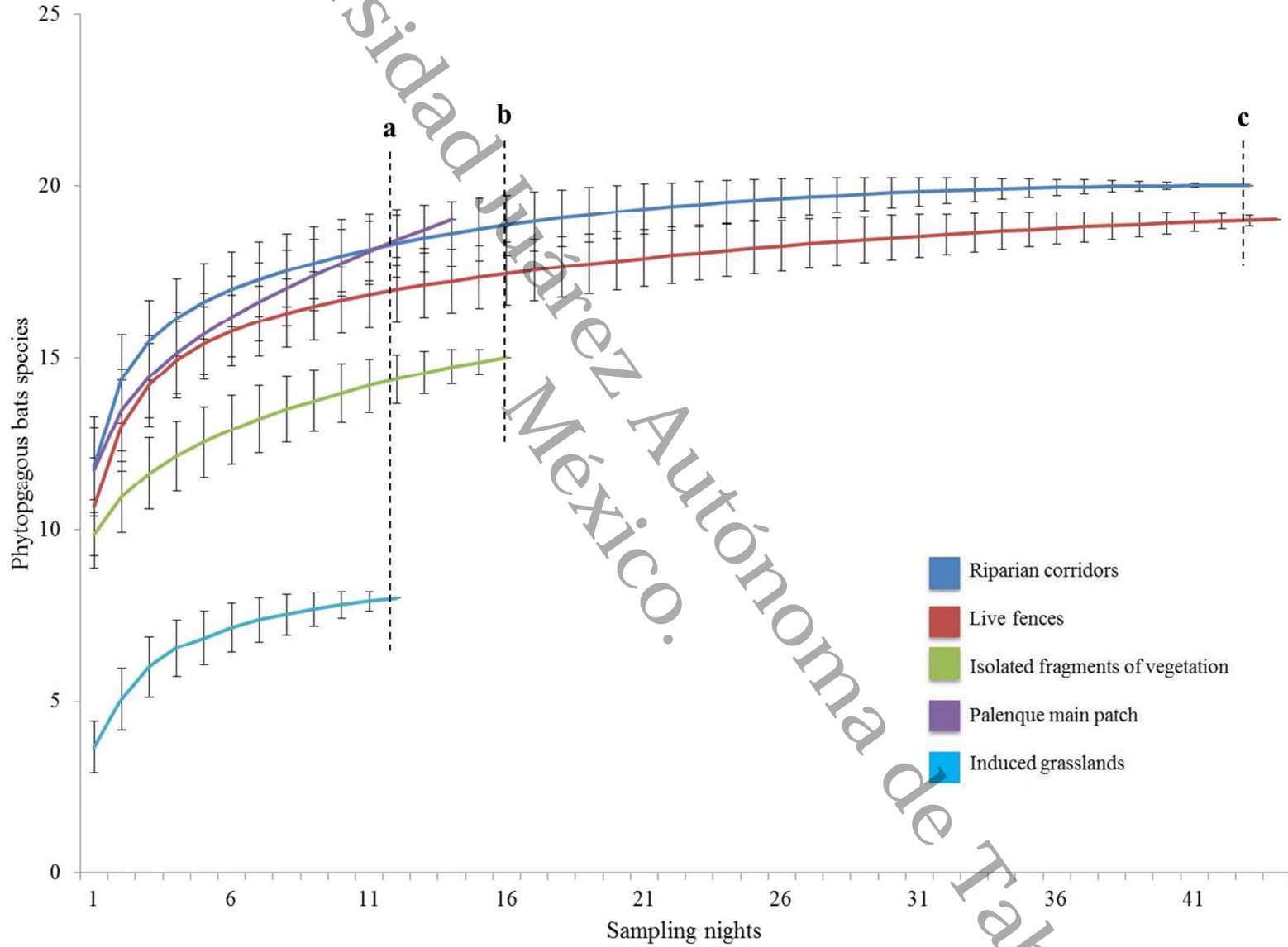
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
For Peer Review in México.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49





Conclusión general

Este trabajo actualizó e incrementó el listado de los murciélagos de Palenque en un 27%, con capturas en 130 sitios que abarcan un área aproximada de 70 Km². Se capturaron 5,522 murciélagos en 56,160 me/red, pertenecientes a 52 especies, de las cuales seis representan nuevos registros para la zona. Actualmente el ensamblaje de murciélagos de Palenque se compone de 58 especies, representadas en 35 géneros y siete familias. Entre las especies de murciélagos de Palenque, 15 especies están consideradas en algún nivel de riesgo, amenaza o bajo protección (Hutson *et al.* 2001, SEMARNAT 2010), dos de ellas endémicas de México (*Glossophaga morenoi* y *Rhogeessa párvula*). Los murciélagos de Palenque Chiapas, constituyen el 42% de la quiropterofauna reconocida para México (Medellín *et al.* 2008), y el 54.7% de los murciélagos reportados en el estado de Chiapas (Lorenzo y García 2007).

En términos de riqueza taxonómica, se recomienda considerar al ensamblaje de murciélagos de Palenque como uno de los más ricos a nivel regional. La riqueza de murciélagos observada en Palenque, presenta similitud con la riqueza observada en varias localidades de la Selva Lacandona (Medellín 1993, 1994; López *et al.* 1998, Medellín *et al.* 2000, Escobedo-Morales *et al.* 2005), región que además es reconocida como prioritaria para la conservación de los murciélagos en Mesoamérica (Arita y Ortega 1998).

La pérdida del BTP registrada en Palenque (Díaz-Gallegos 1996, Estrada *et al.* 2002), pareciera ser un efecto potencialmente de bajo impacto o tenue en el ensamblaje de murciélagos en la zona, dada la alta riqueza de especies observada. Sin embargo, la mayor riqueza y composición de especies, no se observó dentro del parche principal de Palenque,

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

como ha sido documentado en otras localidades donde la riqueza es mayor en sitios conservados que en sitios perturbados (Medellín *et al.* 2000, Aguirre 2002, Vargas-Contreras *et al.* 2008, Avila-Cabadilla *et al.* 2009), sino en elementos del paisaje remanentes del BTP, los corredores riparios. En los corredores riparios, la riqueza observada contrastó significativamente con el resto de los elementos del paisaje, junto a la observada en las cercas vivas (detalles en capítulo dos de este trabajo).

Para los murciélagos de Palenque, y debido a la alta riqueza de especies registrada, los corredores riparios son elementos clave dentro del paisaje altamente fragmentado de Palenque. Estos elementos del paisaje, albergan poco más del 80% de la riqueza de murciélagos local, seis especies se encuentran de manera exclusiva en estos ambientes. Adicionalmente, en los corredores riparios ocurren 11 de las 15 especies con problemas de conservación (Hutson *et al.* 2001, SEMARNAT 2010). Parecen ser además, componentes multifuncionales para los murciélagos dentro del paisaje local, quizá debido su potencialidad como fuente de recursos tales como alimento, sitios de resguardo y refugio. Por ejemplo, se sabe que los murciélagos tienden ocupar ambientes con elementos acuáticos (González-Galindo y Sosa 2003, MacSwiney *et al.* 2009), donde la disponibilidad de insectos presas es alta (Altringham 1996, Whitaker *et al.* 2000).

Las cercas vivas, junto con los corredores riparios, son elementos del paisaje donde se observó una alta riqueza de especies. Por ello es posible considerar a ambos elementos del paisaje como potenciales elementos de conectividad funcional para los murciélagos entre el resto de los elementos del paisaje de Palenque. Por ello, incentivar el uso de cercas vivas multiespecíficas dentro de los pastizales inducidos, y evitar el uso de postes de madera o cemento podría garantizar la funcionalidad del Parque Nacional Palenque como área

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

natural protegida, a través de la valorización los corredores riparios y las cercas vivas (ambos corredores lineales). El enriquecimiento estructural de las cercas vivas podría mejorar sustancialmente la típicamente baja complejidad estructural, quizá haciéndolas más atractivas y mayormente funcionales como fuentes de varios recursos para los murciélagos.

La pérdida y disminución del BTP original, junto con la potencial desaparición de los corredores riparios, respalda la necesidad de considerar a la zona de Palenque como una región prioritaria para el estudio y la conservación de los murciélagos mexicanos. La región de Palenque, geográficamente constituye la distribución más norteña de la Selva Lacandona (Patten *et al.* 2010), además colinda con la porción este del estado de Tabasco (la Sierra de Tabasco), ambas regiones (este de Tabasco y la Selva Lacandona), son consideradas como áreas importantes para la conservación de los murciélagos de México (Medellín 1993).

Al complementar el listado de los murciélagos de Palenque y conocer el uso (entendido en este trabajo como presencia) potencial que los murciélagos hacen en los diferentes elementos del paisaje, este trabajo contribuyó de manera importante con las perspectivas y desafíos propuestos para la conservación de los sistemas tropicales en el siglo 21 por Bawa *et al.* (2004). Un aspecto considerado por Bawa *et al.* (2004), no abordado en este trabajo es, la fuerza o impacto socioeconómicos de los efectos antrópicos sobre los sistemas tropicales. Los cuales podrán ser evaluados en Palenque a mediano plazo y de manera interdisciplinaria (gobiernos, propietarios de ranchos e investigadores), al retomar proyectos que incentiven el uso de cercas vivas multiespecíficas, principalmente con especies nativas y su mantenimiento y enriquecimiento, a la par de estudios ecológicos que evalúen su multifuncionalidad de acuerdo a la composición, complejidad, como elementos de conectividad y/o reservorios de biodiversidad. Por ejemplo, el grado de conectividad

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

(distancia) entre fragmentos de BTP o parches de vegetación y el número de corredores aledaños, estas y otras métricas del paisaje en combinación con el conocimiento del uso diferencial de la fauna en los corredores lineales, permitiría conocer con mayor detalle la dinámica de los paisajes a nivel local.

Finalmente, aun cuando la fauna de murciélagos de Chiapas, es una de las más estudiadas del país, y representa cerca del 77% de las especies reportadas para México, la región norte del estado, particularmente Palenque había recibido poca atención (Horváth *et al.* 2006). Este trabajo incremento el listado de murciélagos en un 27% (58 especies de 42 conocidas; Horváth *et al.* 2006). Actualmente el ensamblaje de murciélagos de Palenque Chiapas, representa el 42% de la diversidad del grupo conocida en México (58 especies de 138 conocidas; Medellín *et al.* 2008). La diversidad de murciélagos de Palenque presenta similitudes a las reportadas en regiones como La Selva Lacandona considerada prioritaria para la conservación de estos mamíferos. Adicionalmente la pérdida del BTP refuerzan la necesidad de considerar a la región de Palenque y la fauna de murciélagos local como una de las mayormente diversas, e importante componente de los murciélagos de México.

Literatura citada

Aguirre, F. L. 2002. Structure of a neotropical savanna bat community. *Journal of Mammalogy* 83: 775-784.

Altringham, D. J. 1996. *Bats: biology and behaviour*. University of Oxford Press. U.S. 272 p.

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

Arita, T. H. y Ortega, J. 1998. The middle american bat fauna: conservation in the neotropical-nearctic border. *En Bats Biology and Conservation*. (T. Kunz y P. Racey, eds.). Smithsonian Institution Press. pp. 295-308.

Avila-Cabadilla, L. D., Stoner, E. K., Henry I. M., Yolotl, M. y Alvarez, A. M. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 986-996.

Bawa, S. K., Kress, W. J., Nadkarni, M. N. y Lele, S. 2004. Beyond paradise-meeting the challenges in tropical biology in the 21st century. *Biotropica* 36: 437-446.

Diaz-Gallegos, J.R. 1996. Estructura y vegetación florística del Parque Nacional Zona Arqueológica de Palenque, Chiapas. Tesis. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 63 p.

Escobedo-Morales. L. A., León-Paniagua, L., Arroyo-Cabrales, J. y Polanco, J. O. 2005. Diversidad y abundancia de los mamíferos de Yaxchilán, municipio de Ocosingo, Chiapas. *En Contribuciones Mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa, Sánchez-Cordero, V. y Medellín, A. R. (eds.)*. Instituto de Biología UNAM, CONABIO. México DF. pp. 283-298.

Estrada A., Mendoza, A., Castellanos, L., Pacheco, R., van Belle, Y. y Muñoz, D. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology*. 58:44-55.

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

Galindo-González, J. y Sosa, J. V. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape.

The Southwestern Naturalist 48: 579-589.

Hutson, A., SMickleburgh, S. P. y Racey A. P. (compiladores & eds.) 2001. Global status and survey conservation action plan: Microchiropteran Bats. IUCN/SSC Chiropteran Specialist Group. Switzerland and Cambridge, UK. 258 p.

López, M. C., Medellín, A. R. y Yanes, G. 1998. *Vampyrum spectrum* en Chiapas, México.

Revista Mexicana de Mastozoología 3:135-136.

Lorenzo, C. y García, M. 2007. Sistemática y conservación de los mamíferos de Chiapas.

En Tópicos en sistemática, ecología y conservación de mamíferos, G. Sánchez-Rojas y A. Rojas-Martínez (eds.). Universidad Autónoma de Hidalgo. Hidalgo. p.47-57.

MacSwiney, M. C., Bolivar, C. B., Clarke, M. F. y Racey, A. P. 2009. Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. Acta Chiropterologica 11: 139-147.

Medellín, A. R. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. En Avances en el estudio de los mamíferos de México, R. A. Medellín y G. Ceballos (eds.). Publicaciones Especiales Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología. México D.F. p. 333-350.

Medellín, A. R. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. Conservation Biology 8:788-799.

Murciélagos de Palenque Chiapas: su relación con los componentes del paisaje.

Medellín, R. A., Equihua, M. y Amin, A. M. 2000. Bat diversity and abundance of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14(6):1666-1675.

Medellín, R. A., H. Arita y O. Sánchez. 2008. Identificación de los murciélagos de México, clave de campo. Segunda edición Instituto de Ecología, UNAM. México D.F. 78 p.

Patten, A. M., Gómez, H. y Smith-Patten, B. 2010. Long-term changes in the bird community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. *Biodiversity and Conservation* 19:21-36.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies nativas de flora y fauna de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre del 2010.

Vargas-Contreras, J. A., Escalona-Segura G., Cú-Vizcarra, J. D., Arroyo-Cabrales, J. y Medellín, A. R. 2008. Estructura y diversidad de los ensambles de murciélagos en el centro y sur de Campeche, México. *En Avances en el estudio de los mamíferos de México*, vol. II, Publicaciones especiales, C. Lorenzo, E. Espinoza y J. Ortega (eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, México, D.F. pp. 551-577.

Whitaker, M. D., Carroll, L. A. y Montevecchi, A. W. 2000. Elevated numbers of flying insects and insectivorous birds in riparian buffer strips. *Canadian Journal of Zoology* 78: 740-747.

Anexo fotográfico



“Vista del Templo del Sol y el Palacio de Palenque.” Autor: Maudslay Alfred Percival, 1850. Brooklyn Museum Libraries Special Collections.



Una vista aérea de la antigua ciudad Maya de Palenque. Autor Dmitri-Kessel, 1947. Time & Life Pictures Getty Images (www.life.com/celebrity-pictures/50769058/an-aerial-view-of-the-ancient-mayan-city)



“Imagen aérea del complejo de las ruinas mayas de Palenque (Mexico), 1980”. Autor Daniel Schavelzon (www.danielschavelzon.com.ar).



Panorama actual del Parque Nacional Palenque. Algunas porciones del Bosque tropical perennifolio se han visto recuperadas dentro de la zona arqueológica. Autor Mircea Hidalgo



Vista aérea de cercas vivas y pastizales inducidos en la zona de influencia de Palenque. Es notable la presencia de árboles grandes en medio de los pastizales Autor Mircea Hidalgo.



Interior de un corredor ripario en la zona de influencia de Palenque. Son ambientes con alta disponibilidad de insectos consumidos por murciélagos.



Cerca viva en formación, es notable el uso de una sola especie vegetal. Incrementar las especies arbóreas incrementaría su complejidad estructural y funcionalidad.



Corredores riparios con baja complejidad estructural y alto potencial a desaparecer por desecamiento. Principalmente por la tala de árboles o permitir al acceso del ganado al agua.

